

**TYPEN AINEVIRRAT JA PELTOTASE KIERRÄTYSLANNOITETUN  
KAURAN (*AVENA SATIVA* L.) VILJELYSSÄ**

Ossi Kinnunen  
Maisterintutkielma  
Agroekologia  
Helsingin yliopisto  
Maataloustieteiden osasto  
Tammikuu 2019

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty		Osasto — Sektion — Department	
Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Maataloustieteiden osasto	
Tekijä — Författare — Author			
Ossi Kinnunen			
Työn nimi — Arbetets titel — Title			
Typen ainevirrat ja peltotase kierrätyslannoitetun kauran ( <i>Avena sativa</i> L.) viljelyssä			
Oppiaine — Läroämne — Subject			
Agroekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level	Aika — Datum — Month and year	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages	
Maisterintutkielma	Tammikuu 2019	57 s. + liitteet 3 s.	
<p> <b>Tiivistelmä – Referent - Abstract</b>            Nykymuotoinen ruokajärjestelmä tuottaa merkittävän osuuden globaaleista kasvihuonekaasupäästöistä ja aiheuttaa myös muita laajoja negatiivisia ympäristövaikutuksia. Yksi keino negatiivisten ympäristövaikutusten hillitsemiseen on kierrätyslannoitteiden käyttö. Kierrätyslannoitteiden ominaisuuksissa on kuitenkin huomattavaa vaihtelua, mikä vaikuttaa niiden ravinteiden käyttökelpoisuuteen kasveille ja käyttäytymiseen peltomaassa: tämän vuoksi niiden käyttö vaatii ymmärrystä paitsi lannoitteen ominaisuuksista, myös ravinteiden, etenkin typen, käyttäytymisestä peltomaassa. Tämän tutkielman tavoitteena oli selvittää, miten erilaisista lähteistä peräisin olevat kierrätyslannoitteet vaikuttavat typen ainevirtoihin ja peltotaseeseen kauran viljelyssä. Tutkimuksen aineistona käytettiin HYKERRYYS-hankkeen (2016-2019) kenttäkokeen kaurakoejäsentä kasvukaudella 2017. Tutkittavat käsittelyt olivat ammoniumsulfaattilla, lihaluujauhohopelletillä, matokompostilla ja biokaasulaitoksen mädätysjäännöksellä lannoitetut käsittelyt, joita vertailtiin lannoittamattomaan ja väkilannoitettuun käsittelyyn. Kenttäkokeesta kerätyistä näytteistä määritettiin jyväsadon ja maanpäällisen kasvuston sisältämä typpimäärä. Kylvösiemenen ja kauran juuriston sisältämän typen, typen laskeuman ja typen kaasumaisten päästöjen määrät määritettiin laskennallisesti. Tulokset koottiin käsittelykohtaisiksi ainevirtamalleiksi, ja niiden pohjalta laskettiin typen peltotaseet eri käsittelyille. Typen määrä jyväsadossa vaihteli tutkimuksessa välillä 78-143 kg N / ha. Väkilannoitetun kontrollin tyyppisato oli merkitsevästi suurempi kuin lannoittamattoman tai matokompostilla lannoitetun käsittelyn, mutta muut kierrätyslannoituskäsittelyt eivät eronneet merkitsevästi väkilannoitetusta käsittelystä. Koko kaurakasvuston sisältämän typen määrä vaihteli välillä 121-361 kg N / ha. Kasvuston typenkin osalta vain lannoittamaton ja matokompostilla lannoitettu käsittely olivat merkitsevästi väkilannoitettua pienempiä. Typen peltotase oli lannoittamattomalla käsittelyllä -73, ammoniumsulfaattikäsittelyllä 7, lihaluujauhokäsittelyllä -59, matokompostikäsittelyllä -48, mädätysjäännöskäsittelyllä -30 ja väkilannoitetulla käsittelyllä -18 kg N / ha / a. Lannoittamattoman käsittelyn tase oli merkitsevästi pienempi kuin väkilannoitetun, mutta kierrätyslannoitekäsittelyiden taseet eivät eronneet merkitsevästi väkilannoitetusta. Typen ainevirrat maa-kasvustosysteemeissä ja siitä ulos eivät riipu pelkästään käytetyn lannoitetypen määrästä, vaan vaihtelevat erityyppisten lannoitteiden välillä. Eroja on paitsi kierrätettyjen ja väkilannoitteiden välillä, myös eri kierrätyslannoitteiden kesken. Tämän tutkimuksen perusteella kierrätyslannoitus ei nosta typen peltotasetta verrattuna väkilannoitukseen.         </p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords			
typpi, ravinteiden kierrätys, kierrätyslannoitus, ainevirta-analyysi, peltotase			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited			
Maataloustieteiden osasto ja Viikin kampuskirjasto			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information			
Työtä ohjasivat Juha Helenius ja Tuure Parviainen			

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty		Osasto — Sektion — Department	
Faculty of Agriculture and Forestry		Department of Agricultural Sciences	
Tekijä — Författare — Author			
Ossi Kinnunen			
Työn nimi — Arbetets titel — Title			
Nitrogen flows and nitrogen field balance of oat ( <i>Avena sativa</i> L.) fertilized with recycled fertilizers			
Oppiaine — Läroämne — Subject			
Agroecology			
Työn laji — Arbetets art — Level		Aika — Datum — Month and year	
M.Sc. Thesis		January 2019	
		Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages	
		57 p. + appendix 3 p.	
Tiivistelmä — Referat — Abstract			
<p>Current food system produces significant share of global greenhouse gas emissions, in addition to causing other negative environmental impacts. One option for reducing these negative impacts is to use recycled fertilizers: however, the vastly varying properties of different recycled fertilizers affect the utilization of nutrients by plants, as well as the nutrients' behaviour in soil. The proper use of recycled fertilizers requires understanding about the functioning of nutrients - especially nitrogen - in soil, in addition to knowledge about the properties of the fertilizer.</p> <p>The aim of this thesis was to study how different kinds of recycled fertilizers affect the flows of nitrogen and nitrogen field balance in oat cultivation. The data was collected from HYKERRYs-project's (2016-2019) field experiment in growing season 2017. Fertilizer treatments included in the study were ammonium sulphate (AS), meat and bone meal pellet (MB), vermicompost (VC) and biogas digestate (BD), while unfertilized (NF) and chemically fertilized (CF) treatments served as controls. Nitrogen contents of the grain yield and straw were determined from samples collected from the field experiment. Other nitrogen flows were estimated based on literature and existing models. Based on the results, nitrogen flow models and field balances were developed for each treatment.</p> <p>The oat grain yield contained between 78 and 143 kg N/ha. The nitrogen yield in the CF treatment was significantly greater than in NF or VC treatment, but other treatments did not differ significantly from the CF treatment. The nitrogen content of the whole oat crop (including straw and roots) was between 121 and 361 kg N/ha: the N contents of NF and VC treatments were significantly smaller than in the CF treatment. The nitrogen field balance was -73 for NF, 7 for AS, -59 for MB, -48 for VC, -30 for BD and -18 kg N/ha/a for CF treatment. The field balance of the NF treatment was significantly lower than in CF treatment, but the field balances of the recycled fertilizer treatments did not differ significantly from the CF treatment.</p> <p>The nitrogen flows in soil-plant system do not only depend on the amount of nitrogen fertilization, but also differ depending on the type and properties of the fertilizer. There are differences between the chemical and recycled fertilizers, but also amongst the recycled fertilizers. In this study, the use of recycled fertilizers did not increase the nitrogen field balance.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords			
Nitrogen, nutrient cycling, recycled fertilizer, substance flow analysis, surface budget, field balance, soil surface balance			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited			
Department of Agricultural Sciences and Viikki Campus Library			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information			
Supervisors: Juha Helenius and Tuure Parviainen			

# SISÄLLYS

<b>1 JOHDANTO .....</b>	<b>5</b>
<b>2 KIERRÄTYSLANNOITUS JA TYPPI PELTOEKOSYSTEEMISSÄ .....</b>	<b>6</b>
<b>2.1 Typen ainevirrat maa-kasvustosysteemissä .....</b>	<b>6</b>
2.1.1 Typen lähteet .....	8
2.1.2 Typen prosessit maaperässä .....	10
2.1.2 Kasvien typenotto ja kasvuston sisältämä typpi .....	14
<b>2.2 Ravinnetasemallit .....</b>	<b>15</b>
2.2.1 Porttitase .....	16
2.2.2 Peltotase .....	17
2.2.3 Systeemitase .....	17
<b>2.3 Kierrätyslannoitus ja teollinen ekologia .....</b>	<b>18</b>
2.3.1 Teollinen ekologia .....	18
2.3.2 Kierrätyslannoitus .....	21
<b>3 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET .....</b>	<b>23</b>
<b>4 AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>23</b>
4.1 Kenttäkokeen sijainti ja kasvukauden sääolosuhteet .....	23
4.2 Koeasetelma ja koejärjestelyt .....	25
4.3 Lannoituskäsittelyt .....	26
4.4 Kasvimateriaali .....	27
4.5 Viljelytoimenpiteet .....	27
4.6 Näytteet ja analyysit .....	28
4.7 Laskukaavat ja arviot .....	29
4.8 Ainevirtamalli .....	32
4.9 Tilastolliset analyysit .....	33
<b>5 TULOKSET .....</b>	<b>34</b>
5.1 Jyväsadon määrä .....	34
5.2 Jyväsadon typpipitoisuus .....	34
5.3 Typpisato .....	35
5.4 Kaurakasvuston sisältämä typpi .....	35
5.5 Typen peltotase .....	36
<b>6 TULOSEN TARKASTELU .....</b>	<b>37</b>
6.1 Jyväsadon määrä .....	37
6.2 Jyväsadon typpipitoisuus ja typpisato .....	39
6.3 Kaurakasvuston sisältämä typpi .....	40
6.4 Typen peltotase .....	40
<b>7 JOHTOPÄÄTOKSET .....</b>	<b>44</b>
<b>8 KIITOKSET .....</b>	<b>45</b>
<b>9 LÄHTEET .....</b>	<b>46</b>
<b>9 LIITTEET .....</b>	<b>58</b>

## 1 JOHDANTO

Nykymuotoinen ruokajärjestelmä on onnistunut tuottamaan suuria määriä ruokaa globaaleille markkinoille, mutta aiheuttaa samanaikaisesti laajoja negatiivisia ympäristövaikutuksia (IPES-FOOD 2016). Panosintensiivinen maataloustuotanto aiheuttaa viljelymaan köyhtymistä (Lal 2015), merkittävän osuuden globaaleista kasvihuonekaasupäästöistä (IPCC 2014) ja ravinnepäästöistä vesistöihin (Carpenter ym. 1998), sekä biodiversiteetin heikkenemistä niin maatalous- kuin luonnonvaraisissa ekosysteemeissä (Chapin ym. 2000). Jotta ruoantuotanto kasvavalle väestölle pystytään turvaamaan, ruokajärjestelmän on muun yhteiskunnan mukana kehityttävä täyttämään sille asetetut kestävyyskriteerit (Rockström ym. 2009).

Yksi keino ruoantuotannon ekologisen kestävyysparantamiseksi on korvata viljelyssä käytettäviä väkilannoitteita kierrätetyistä ravinteista tuotetuilla lannoitteilla (IPES-FOOD 2006). Kierrätyslannoitteiden käyttö vähentää neitseellisten ravinnepanosten tarvetta ja sen myötä niiden tuotannosta syntyviä päästöjä (Vaneeckhaute ym. 2013), mutta voi myös käytetyistä kierrätysmateriaaleista riippuen parantaa maan kasvukuntoa lisäämällä orgaanisen aineksen määrää peltomaassa (Paustian ym. 1992), sekä vähentää maatalouden aiheuttamaa ravinnekuormitusta vesistöihin (Granstedt ym. 2009, Rasa ym. 2018). Kierrätyslannoitteet ovat kuitenkin erittäin monimuotoinen ryhmä materiaaleja, ja niiden ominaisuudet vaihtelevat tuotteittain: jotta kierrätettyjä ravinteita voidaan hyödyntää tehokkaasti ja turvallisesti maataloudessa, nämä ominaisuudet on tunnettava tarkasti.

Pääravinteista etenkin typen käyttökelpoisuus kasveille vaihtelee paljon kierrätyslannoitteen ominaisuuksista riippuen (Delin ym. 2012). Viljelykasvin kasvukauden aikana käyttämättä jättänyt lannoitetyppi saattaa myös lisätä typen huuhtoutumisriskiä vesistöihin (Salo ja Turtola 2006). Tässä tutkielmassa selvitettiin ainevirta- ja ravinnetasemallien avulla erilaisten kierrätyslannoitteiden typen käyttäytymistä peltokasvintuotannossa. Tutkielma toteutettiin osana Hyvän sadon kierrätyslannoitus (HYKERRY) -hanketta (2016-2019), jota rahoittivat Euroopan maaseudun kehittämisen maatalousrahasto sekä hankkeen yhteistyökumppanit Ecolan Oy, Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY, Soilfood Oy ja Tuhala Bio Oü.

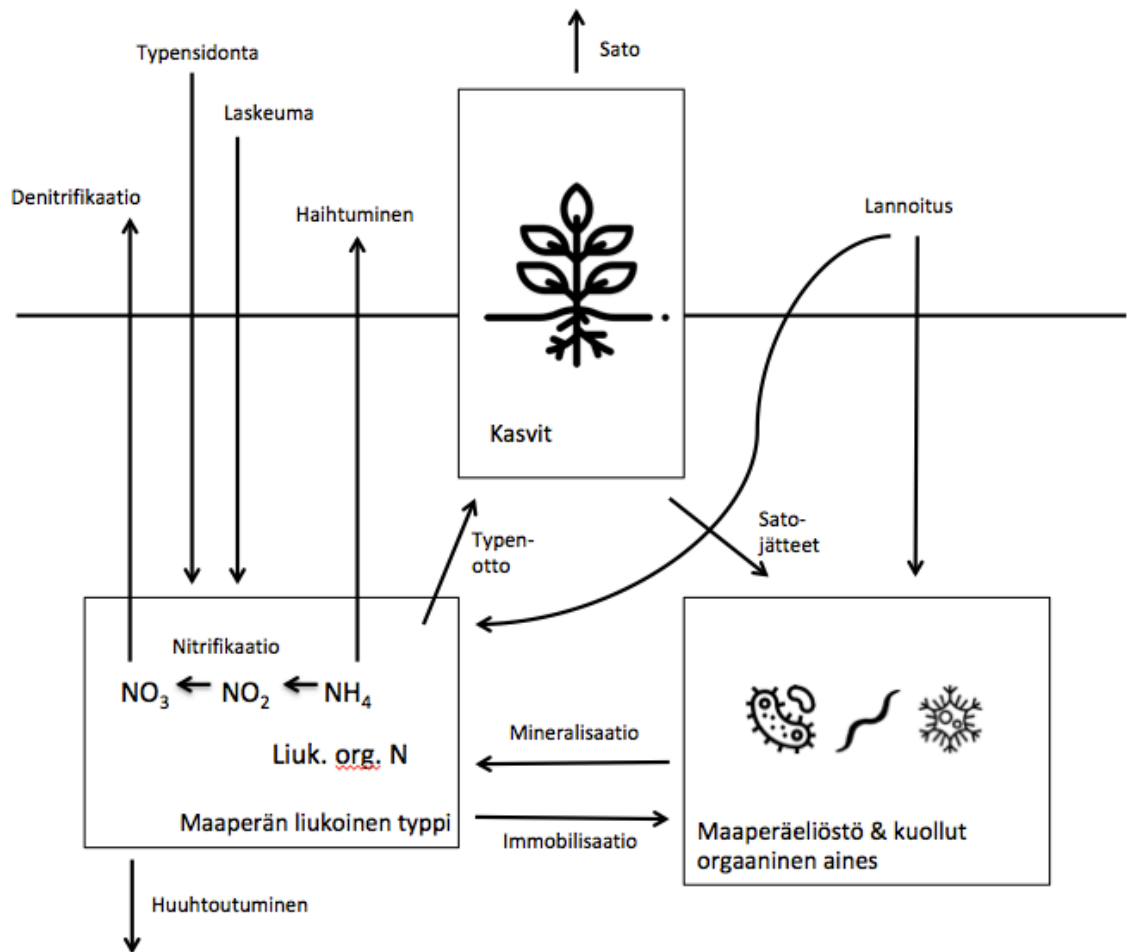
## **2 KIERRÄTYSLANNOITUS JA TYPPI PELTOEKOSYSTEEMISSÄ**

Typpi on yksi tärkeimmistä viljelykasvien kasvuun vaikuttavista ravinteista. Teollinen typentuotanto ja typpilannoituksen runsastunut käyttö aiheuttavat kuitenkin merkittäviä ympäristö- ja terveyshaittoja (Erisman ym. 2008, Galloway ym. 2008, Sutton ym. 2011). Haittoja on mahdollista vähentää korvaamalla väkilannoitetyypeä kierrätetyistä lähteistä peräisin olevalla typellä (Galloway ym. 2008, Vaneeckhaute ym. 2013), mutta vaihtoehtojen kehittämiseen ja käyttöön tarvitaan tietoa erilaisten kierrätyslannoitteiden sisältämän typen käyttökelpoisuudesta viljelykasveille ja lisätyn typen käyttäytymisestä peltoekosysteemissä. Tässä luvussa käsitellään typen kiertoa maa-kasvustosysteemissä, ravinnetasemalleja, ja kierrätyslannoituksen teoreettista taustaa olemassa olevan tieteellisen kirjallisuuden pohjalta.

### **2.1 Typen ainevirrat maa-kasvustosysteemissä**

Typpi (N) on kaikelle elolliselle välttämätön alkuaine. Typeä esiintyy luonnossa runsaasti, mutta valtaosa maapallolla olevasta typestä on ilmakehässä vapaana alkuaineena epäreaktiivisessa muodossa (Stevenson ja Cole 1999). Kasvit pystyvät hyödyntämään typeä vain sen reaktiivisissa olomuodoissa, minkä vuoksi saatavilla olevan typen määrä on usein viljelykasvien kasvua rajoittava tekijä typen näennäisestä runsaudesta huolimatta (Marschner 1986).

Maa-kasvustosysteemillä tarkoitetaan pellon mineraali- ja orgaanisen aineksen, maaperäeliöstön sekä pellolla kasvavien kasvien muodostamaa kokonaisuutta, jota voidaan tarkastella toiminnallisena yksikkönä. Typpi kiertää systeemin sisällä niin sanotussa maaperän sisäisessä typpikierrossa (kuva 1), joka monin kohdin linkittyy globaaliin typen kiertoon, josta typeä siirtyy eri reittien kautta sisään systeemiin sekä pois siitä (Stevenson ja Cole 1999). Myös typen olomuodot systeemissä vaihtelevat eri biologisten, kemiallisten ja fysikaalisten prosessien seurauksena. Maaperän typen kierron prosessit perustuvat hyvin suurelta osin maaperäeliöstön toimintaan (Stevenson ja Cole 1999).



Kuva 1. Typen kierto maa-kasvustosysteemissä (mukailleen Brady ja Weil 2008).

Maaperässä olevasta typestä valtaosa on liuenneena maanesteeseen tai kiinnittyneenä heikoin sidoksin maahiukkasten pinnalle, sitoutuneena elävään maaperäeliöstöön sekä eri vaiheissa hajotusprosessia olevaan orgaaniseen ainekseen (Brady ja Weil 2008). Suurimmat typen varannot ovat orgaanisissa osuuksissa, eli elävässä ja kuolleessa eliöaineksessa, liukoisten typen muotojen ollessa pienempi varanto (Burns ja Hardy 1975). Näiden lisäksi typpeä on maaperän sisältämässä ilmassa kaasumaisessa muodossa (Puhtaana typpikaasuna eli  $\text{N}_2$ :na ja dityppioksidi  $\text{N}_2\text{O}$ :na) sekä maaperän kiviaineksessa (Brady ja Weil 2008). Kasvit ottavat maaperästä typpeä käyttöönsä juurillaan pääosin liukoisessa epäorgaanisessa muodossa ja muodostavat siitä orgaanisia typpiyhdisteitä tarpeisiinsa (Brady ja Weil 2008).

### 2.1.1 Typen lähteet

Luonnonvaraisissa maa-kasvustosysteemeissä typpeä siirtyy systeemiin biologisen typensidonnan avulla ilmakehästä sekä kuiva- ja märkälasseumana (Stevenson ja Cole 1999). Samat typen lähteet toimivat myös peltoekosysteemeissä: tyypillisesti näitä merkittävämmäksi typen lähteeksi muodostuu kuitenkin lannoituksessa lisätty typpi, vaikkakin biologista typensidontaa hyödynnetään merkittävästi etenkin luonnonmukaisessa viljelyssä. Lannoituksen lisäksi peltotuotannossa typpeä siirtyy systeemiin myös kylvösiemenen mukana.

#### *Biologinen typensidonta*

Biologisella typensidonnalla tarkoitetaan tiettyjen bakteeriryhmien kykyä muuntaa ilmakehän epäreaktiivista typpeä reaktiiviseen, kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Tämä tapahtuu nitrogenaasi-entsyymin katalysoimassa reaktiossa, jossa dityppikaasu ( $N_2$ ) muuttuu ammoniumtypeksi ( $NH_4^+$ ) (Kim ja Rees 1994). Peltoekosysteemeissä merkittävin biologisen typensidonnan muoto on symbioottinen typensidonta, jossa *Rhizobium*- ja *Bradyrhizobium*-sukuihin kuuluvat typensitojabakteerit muodostavat mutualistisen suhteen isäntäkasvinsa kanssa: isäntäkasvi luovuttaa bakteerille energiaa hiilihydraattien muodossa, ja bakteeri sitoo reaktiivista typpeä isäntäkasvin tarpeisiin (Brady ja Weil 2008). Maatalouden kannalta merkittävimpiä typensitojakasveja eli symbioosin isäntäkasveja ovat palkokasvit (Brady ja Weil 2008). Symbioottisella typensidonnalla sidotun typen määrä vaihtelee olosuhteista ja kasvilajista riippuen ollen esimerkiksi valkoapilalla (*Trifolium repens*) tyypillisesti noin 128-268 kg N/ ha /v, ja härkäpavulla (*Vicia faba*) noin 121-171 kg N / ha / v (LaRue ja Patterson 1981). Symbioottinen typensidonta riittää yleensä täyttämään isäntäkasvin typentarpeen kokonaan, minkä lisäksi sadonkorjuun tai viherlannoituskasvuston lopettamisen jälkeen maahan jää merkittävä määrä typpeä satojätteissä (Evans 2001, Lindén 2008). Symbioottista typensidontaa hyödynnetään erittäin yleisesti myös viherlannoituskasvustoissa, jotka muokataan kokonaisuudessaan pintamaahan, jolloin kasvuston sitoma typpimäärä jää maaperään seuraavien viljelykasvien hyödynnettäväksi. Biologista typensidontaa tapahtuu myös niin sanottujen vapaiden typensitojabakteerien (ryhmä itsenäisesti, ilman kasvi-bakteerisymbioosia typpeä sitovia bakteereita) toimesta, mutta



viileissä ilmasto-olosuhteissa niiden merkitys maa-kasvisysteemin typenlähteenä on melko vähäinen (Nohrstedt 1985).

### *Typen laskeuma*

Typen laskeumalla tarkoitetaan ilmakehän sisältämän reaktiivisen typen päätymistä maaperään sadeveden ja lumen (märkälaskeuma) sekä kiinteiden partikkelien kuten tomun mukana ja kaasujen absorption kautta (kuivalaskeuma) (Brady ja Weil 2008). Ilmakehä sisältää pieniä määriä reaktiivista typpeä ammoniakkina ( $\text{NH}_3$ ) ja typen oksideina ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ ). Nämä kaasumaiset reaktiivisen typen muodot ovat peräisin maaperästä, kasveista ja fossiilisten polttoaineiden palamisreaktioista (Brady ja Weil 2008). Typen laskeuman määrä vaihtelee huomattavan paljon alueellisesti, mutta tyypillisesti sen merkitys peltoekosysteemin typen kierrolle ei ole kovin suuri (Stevenson ja Cole 1999); kuitenkin etenkin suurten teollisuus-, asutus-, viljely- ja liikennekeskittymien lähistöllä fossiilisista polttoaineista peräisin olevan laskeumatypen määrä saattaa olla jopa useita kymmeniä kiloja hehtaaria kohden (Berendse ym. 1993). Suomessa laskeumatypen määrän hehtaaria kohden on arvioitu olevan keskimäärin noin 5 kg vuodessa (Kuusisto 1997, Vuoremaa ym. 2001), eli sen merkitys kasvintuotannolle on tyypillisesti hyvin pieni.

### *Lannoitus*

Peltoviljelyssä merkittävin osa maa-kasvustosysteemiin siirtyvästä tpeestä annetaan tyypillisesti lannoitteina. Lannoitteiden sisältämä tppi voi olla suoraan kasveille käyttökelpoisessa liukoisessa muodossa (väkilannoitetyppi) tai orgaanisissa muodoissa, jolloin typpeä vapautuu kasvien käyttöön vasta maaperämikrobiston hajotusprosessien myötä. Väkilannoitevalmisteiden sisältämä tppi on useimmiten joko nitraatti- ( $\text{NO}_3^-$ ), ammonium-, tai ureamuodossa ( $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$ ) tai näiden yhdistelmänä. Esimerkiksi Suomessa yleisesti käytössä olevat Yaran Yaramila Y -sarjan lannoitteet sisältävät yhdistelmän nitraatti- ja ammoniummuotoista typpeä (Yara 2018). Kasvit pystyvät ottamaan näitä typen muotoja suoraan juurillaan maanesteestä, mutta ammonium- ja ureamuotoista typpeä muuntuu myös nitraattimuotoon maaperän biologisissa prosesseissa (Glass 1995). Orgaanisissa lannoitevalmisteissa useimmiten osa tpeestä on liukoisessa ja valtaosa orgaanisessa muodossa, mutta eri lannoitevalmisteiden välillä on suuria eroja eri typen fraktioiden pi-

toisuuksien suhteen (Delin ym. 2012). Lannoitevalmisteiden sisältämä orgaaninen tyyppi on sitoutunut hyvin monimuotoisiin ja eri vaiheissa hajoamisprosessia oleviin orgaanisiin yhdisteisiin, kuten proteiineihin, aminohappoihin, ja pitkälle hajonneisiin humusyhdisteisiin (Brady ja Weil 2008).

### 2.1.2 Typen prosessit maaperässä

Orgaaninen aineksen sisältämä tyyppi, oli kyse sitten lannoitevalmisteesta tai maaperän elävästä tai kuolleesta orgaanisesta aineksesta, vapautuu kasveille käyttökelpoiseen muotoon maaperäeliöstön hajotusprosessien myötä. Orgaanisen typen vapautumiseen vaikuttavat hajotettavan orgaanisen aineksen ominaisuudet, kuten hiili-typpisuhde (Paustian ym. 1992), mutta myös peltomaan ominaisuudet ja olosuhteet (Cabrera ym. 2005). Nämä ominaisuudet ja olosuhteet määrittävät muun muassa vapautuuko prosessissa kasveille käyttökelpoista tyyppiä vai sitooko hajotusprosessi maaperän epäorgaanista tyyppiä orgaaniseen muotoon, ja vaikuttavat siihen, kauanko hajotusprosessi kestää (Paustian ym. 1992).

Maaperäeliöstön toiminta paitsi kontrolloi orgaanisen typen muutoksia liukoiseen muotoon ja päinvastoin, myös muokkaa liukoisen typen fraktioita (nitrifikaatio) sekä siirtää tyyppiä ulos maa-kasvustosysteemistä kaasumaiseen muotoon denitrifikaatioprosesseissa (Brady ja Weil 2008). Tämän lisäksi maaperän typen kiertoon vaikuttavat monet kemialliset ja fysikaaliset prosessit, kuten ammoniumtypen haihtuminen ammoniakiksi sekä liukoisen typen huuhtoutuminen.

#### *Mineralisaatio ja immobilisaatio*

Maaperäeliöstö hajottaa saatavilla olevaa orgaanista ainesta tuottaakseen energiaa ja ravinteita omiin tarpeisiinsa (Brady ja Weil 2008). Tuoreen orgaanisen aineksen hajotusprosessi alkaa helposti hajotettavista hiilihydraateista, proteiineista ja rasvoista, ja jatkuu näiden jälkeen pidempien polymeeristen yhdisteiden kuten tärkelyksen hajotuksella (Brady ja Weil 2008). Viimeiseksi hajoavat monimutkaiset yhdisteet kuten selluloosa ja ligniini (Brady ja Weil 2008). Optimaalinen hajotustoiminta vaatii oikeanlaisen lämpötilan ja kosteusolosuhteet, minkä vuoksi hajoaminen tapahtuu pelto-olosuhteissa pääasiassa kasvukauden aikana, ja käytännössä

pysähtyy talvella sekä pitkien kuivien jaksojen ajaksi (Troeh ja Thompson 2005). Mineralisaatiolla tarkoitetaan hajotusprosessissa tapahtuvaa orgaanisen typen muuntumista epäorgaaniseen muotoon, ja immobilisaatiolla vastaavasti epäorgaanisen typen sitoutumista orgaaniseen muotoon (Robertson ja Groffman 2007). Kumpaaakin tapahtuu maaperässä käytännössä jatkuvasti, ja merkityksellistä typen muutosten kannalta onkin lähinnä onko nettomineralisaatio vai -immobilisaatio (määritettynä mineralisoituvan ja immobilisoituvan typen erotuksesta) vallitsevaa (Robertson ja Groffman 2007).

Typen vapautumista tai sitoutumista määrittää pääasiassa hajotettavan aineksen hiili-typpeä suhde (C:N-suhde), joka kuvaa karkeasti aineksen sisältämän energian ja ravinteiden suhdetta (Troeh ja Thompson 2005). Mikäli typpeä on runsaasti suhteessa hiileen, sitä on tarjolla enemmän kuin maaperämikrobisto tarvitsee käyttöönsä, ja ylimääräinen typpi vapautuu epäorgaanisessa muodossa; mikäli hiiltä on paljon suhteessa typpeen, maaperämikrobisto ottaa hajotustoimintaan tarvittavan typen maanesteen epäorgaanisesta tyypestä (Sylvia ym. 2005). Nettomineralisaatio ja -immobilisaation rajana pidetään tyypillisesti C:N-suhdetta välillä 20-40 (Whitmore 1996). Peltomaiden muokkauskerroksen C:N-suhde on keskimäärin noin 10-12, eli tyypillisesti viljelymailla nettomineralisaatio on vallitsevaa (Young ja Aldag 1982).

Aikaisemmin mineralisoitumisen lopputuotteena on pidetty aina ammoniumtyppeä, minkä vuoksi vanhemmassa kirjallisuudessa prosessista on käytetty myös termiä ammonifikaatio (Robertson ja Groffman 2007). Nykyään huomioidaan kasvien kyky käyttää typen lähteenä myös liukoisia orgaanisia typpiyhdisteitä, minkä vuoksi mineralisaation lopputuotteina voidaan pitää mitä vain kasveille käyttökelpoisia liukoisia typpiyhdisteitä (Schimel ja Bennet 2004).

### *Nitrifikaatio*

Nitrifikaatiolla tarkoitetaan maaperän bakteerien aiheuttamaa entsyymaattista hapetusreaktiota, jossa ammonium muuttuu nitriitin ( $\text{NO}_2^-$ ) kautta nitraatiksi (Robertson ja Groffman 2007). Nitrifikaation aiheuttavat bakteerit saavat tarvitsemansa energian reaktiosta. Eri autotrofiset bakteeriryhmät vastaavat ammoniumin muut-

tamisesta nitriitiksi ja nitriitin muuttamisesta nitraatiksi, mutta reaktiot seuraavat toisiaan tyypillisesti hyvin nopeasti, eikä nitriittiä yleensä esiinny maaperässä merkittäviä määriä (Robertson ja Groffmann 2007). Molemmat reaktiot kuluttavat lähtöaineena maaperän happea, ja reaktiotuotteina syntyy vettä ja vetyioneja. Nitrifikaatio siis lisää maaperän happamuutta (Brady ja Weil 2008). Nitraatti sitoutuu anionina huomattavasti ammoniumia (kationi) huonommin maahiukkasten pinnalle, ja on näin ollen alttiimpi huuhtoutumaan. Nitraatti on myös altis denitrifikaatiolle, jossa nitraattityppi muuttuu kaasumaisiksi typen muodoiksi (Brady ja Weil 2008).

### *Denitrifikaatio*

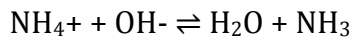
Nitraattimuotoinen typpi voi poistua maa-kasvustosysteemistä ilmakehään muuttamalla kaasumaisiksi typen muodoiksi. Denitrifikaatioreaktion aiheuttavat useat eri bakteerit, jotka hapettomissa olosuhteissa käyttävät hengityksessään elektronin vastaanottajana nitraattia happiatomin sijaan (Robertson ja Groffman 2007). Reaktiossa nitraatti pelkistetään nitriitiksi, ja edelleen typpioksidiksi (NO), dityppioksidiksi ja typpikaasuksi.

Pelto-olosuhteissa denitrifikaatiota tapahtuu etenkin pellon ollessa veden kyllästämä, jolloin hajottajabakteereiden hengitykseen ei ole riittävästi happea saatavilla (Brady ja Weil 2008). Vaikka reaktion lopputuote on optimaalisissa ja hyvin matalahappisissa olosuhteissa puhdas typpikaasu, vapautuu pelto-olosuhteissa usein merkittävässä määrin myös typpioksidia ja dityppioksidia, joka on voimakas kasvihuonekaasu (Brady ja Weil 2008). Maaperän matala pH (<5) estää typpikaasun muodostumista, ja suosii näin ollen typen haihtumista dityppioksidina (Brady ja Weil 2008).

### *Typen haihtuminen ammoniakkina*

Ammoniakkia ( $\text{NH}_3$ ) voi syntyä kemiallisessa reaktiossa orgaanisen aineksen hajotessa sekä ammonium- ja ureapitoisista lannoitteista (Brady ja Weil 2008). Oluomuodoltaan kaasumaisena ammoniakki poistuu helposti maa-kasvustosysteemistä ilmakehään.

Ammoniakki on tasapainotilassa ammoniumionien kanssa kaksisuuntaisessa reaktiossa (Brady ja Weil 2008):



Ammoniakin muodostuminen on runsaampaa korkeassa pH:ssa kuin matalassa. Sekä saves- että humuspartikkeleilla on kyky sitoa ammoniakkia, eli typen hävikki ammoniakkina on suurempaa mikäli ammoniumpitoista ainesta ei muokata maahan vaan se jätetään pellon pintaan (Brady ja Weil 2008). Alankomaalaisessa tutkimuksessa sian lietelannan muokkaaminen pintakerrokseen vähensi ammoniakin haihtumista 75 %, ja lannan sijoitus 15-20 cm syvyyteen 97 % verrattuna pintalevitykseen (Huijsmans ym. 2003).

#### *Huuhtoutuminen*

Koska nitraatti-ioni on negatiivisesti varautunut, se ei pidättäydy negatiivisesti varautuneiden maahiukkasten pinnalle kuten positiivisesti varautuneet ionit, vaan on vapaana ionina maanesteessä (Brady ja Weil 2008). Tämän takia nitraattityppi on hyvin altista huuhtoutumaan viljelykasvin ulottumattomiin pohjamaahan ja vesistöihin (Di ja Cameron 2002). Vaikka nitraattityppi muodostaakin merkittävimmän osan maa-kasvustosysteemeistä huuhtoutuvasta tyypestä, huuhtoutuu pelloilta jonkin verran myös muita typen liukoisia muotoja, etenkin karkeilla kivennäismailla, joilla ravinteiden pidätyspaikkoja on rajallisemmin (Stevenson ja Cole 1999).

Leggin ja Meisingerin (1982) mukaan typen huuhtoutumisriski on suuri, kun nitraattipitoisuus peltomaassa on korkea, kasvien typenotto ja typen immobilisaatio eivät riitä poistamaan tarpeeksi nitraattia maanesteestä, ja maaperän veden alapäin suuntautuva liike siirtää nitraattia pois kasvien juurien ulottuvilta. Näistä nitraattityypin pitoisuuteen voidaan vaikuttaa typpilannoituksen määrää säätämällä, ja kasvien typenottoon muun muassa viljelykasvivalinnoilla ja huolehtimalla pellon jatkuvasta kasvipeitteisyydestä (Di ja Cameron 2002).

### 2.1.2 Kasvien typenotto ja kasvuston sisältämä typpi

Vaikka maa-kasvustosysteemeissä suurin osa tyypestä on sitoutuneena maaperän orgaaniseen ainekseen, on myös kasvukauden aikana kehittyvä kasvusto merkittävä typen varasto (Burns ja Hardy 1975). Kasvit ottavat tyypeä maaperästä liukoisessa muodossa ja muuntavat sitä metabolisissa prosesseissa orgaanisiksi yhdisteiksi. Osa kasvustoon sitoutuneesta tyypestä poistuu systeemistä korjatun sadon mukana, ja osa palautuu maaperään satojätteissä ja juurissa.

#### *Kasvien typenotto*

Kasvit ottavat tyypeä maaperästä juurillaan pääasiassa ammonium- ja nitraatti-ioneina: vaikka kasvit pystyvät hyödyntämään molempia typen muotoja myös yksinään, useimmat kasvit kasvavat parhaiten kun molempia muotoja on tarjolla suurin piirtein yhtäläiset määrät maaperässä (Brady ja Weil 2008). Kasvien ottaessa ammoniumtyypeä juurillaan maan pH laskee, kun taas nitraattitypen otto nostaa pH:ta (Zhang ym. 2004). Vaikutus johtuu typenoton yhteydessä juurien maanesteeseen vapauttamista ioneista ( $H^+$  ammoniumia otettaessa ja  $OH^-$  nitraattia otettaessa) (Haynes 1990). Ammoniumin ja nitraatin lisäksi kasvit pystyvät ottamaan epäorgaanista tyypeä myös nitriittimuodossa, mutta nitriittiä on yleensä maanesteessä vain hyvin pieniä määriä johtuen sen nopeasta muuttumisesta nitraatiksi (Brady ja Weil 2008).

Näiden epäorgaanisten typen muotojen lisäksi kasvit pystyvät ottamaan tyypeä myös liukoisina orgaanisina yhdisteinä, kuten liukoisina proteiineina ja aminohappoina (Schimel ja Bennet 2004, Näsholm ym. 2009). Kun saatavilla on sekä epäorgaanisia että orgaanisia typen lähteitä kasvit suosivat kuitenkin yleensä epäorgaanisia lähteitä, ja kasvien kyky hyödyntää liukoista orgaanista tyypeä vaihtelee voimakkaasti eri kasvilajien välillä (Brady ja Weil 2008).

#### *Typpi kasvustossa*

Typpi on välttämätön osa useita kasvin toiminnan kannalta elintärkeitä yhdisteitä. Tyypeä tarvitaan muun muassa aminohapoissa, joista muodostuvat proteiinit ja entsyymit, nukleiinihapoissa, joista DNA koostuu, sekä fotosynteesissä tarvittavas-

sa klorofyllissa (Brady ja Weil 2008). Viljelykasvien vihreiden kasvinosien typpipitoisuus on yleensä noin 2,5-4 % kuiva-aineesta, mutta tämä vaihtelee paljon kasvilajista ja kasvinosan iästä riippuen; palkokasvien typpipitoisuus on tyypillisesti muita viljelykasveja korkeampi (Brady ja Weil 2008).

Viljoilla merkittävin osa typestä kertyy alkukasvukaudesta vihreisiin kasvinosiin ja kasvukauden lopulla siemeniin (Spiertz ja De Vos 1983), mutta myös juuristoon jää korjuun jälkeen yli viidesosa kasvin sisältämästä typestä (Hansson ym. 1987). Sadon mukana poistetaan keskimäärin noin puolet koko viljakasvuston sisältämästä typpimäärästä (Hansson ym. 1987, Pietola ja Alakukku 2005, Peltonen-Sainio ym. 2008). Spiertzin ja De Vosiin (1983) tutkimuksessa syysvehnän jyväsato sisälsi 93-181 kg N / ha, kun taas oljissa peltoon jäi 35-63 kg N / ha, eli koko maanpäällisen kasvuston sisältämä typpimäärä sadonkorjuun hetkellä oli 128-244 kg N / ha: tutkimuksessa ei huomioitu juuriston sisältämän typen määrää. Hanssonin ym. (1987) tutkimuksessa ohrakasvusto sisälsi kokonaisuudessaan 150 kg N / ha, josta juuriston osuus oli 32 kg N / ha. Vaikka keskimäärin puolet kasvuston sisältämästä typestä poistuu sadon mukana maa-kasvustosysteemistä, jää hehtaaria kohden peltomaahan satojätteissä ja juurissa silti useita kymmeniä tai jopa satoja kiloa orgaaniseen ainekseen sitoutunutta typpeä.

## **2.2 Ravinnetasemallit**

Ravinnetasemallit (nutrient budget, nutrient balance) ovat työkaluja määrätyn yksikön - esimerkiksi valtion, maatalan tai tietyn peltolohkon - ravinteiden yli- tai alijäämäisyyden määrittämiseksi ja ravinteiden käytön suunnittelemisen tueksi (Watson ja Stockdale 1997). Ravinnetase lasketaan yksinkertaistetusti jonkin ravinteen sisään ja ulos siirtyvien virtojen erotuksena rajatussa systeemissä tietyn ajanjakson aikana (Watson ym. 2002).

Näin ollen ravinnetase saadaan laskettua kaavalla:

$$\Delta = I - E$$

Jossa:

$\Delta$  = Ravinnetase

$I$  = Virrat sisään systeemiin (*inputs*)

$E$  = Virrat ulos systeemistä (*exports*)

Oletuksena on, että huomioimalla tietyn ravinteen sisään ja ulos siirtyvät virrat systeemistä saadaan laskettua systeemin sisäisen varaston muutos kyseessä olevalle ravinteelle (Meisinger ja Randall 1991). Näin ollen positiivinen tase tarkoittaa systeemin sisäisen varaston kasvua ja negatiivinen tase varaston pienenemistä. Vaikka ainevirtojen luonne ja niiden suuruudet vaihtelevat erityyppisissä systeemeissä, voidaan ravinnetaseen konseptia soveltaa systemaattisesti kaikenlaisiin rajattuihin systeemeihin.

Ravinnetaseiden laskemiseen on käytettävissä useita erilaisia malleja. Erilaiset ravinnetasemallit eroavat toisistaan siinä, miten tarkasteltava systeemi on rajattu, kuvataanko mallissa systeemin sisäisiä ravinnevirtoja, ja mitä sisään ja ulos suuntautuvia virtoja mallissa huomioidaan (Watson ym. 2002). Tyypillisesti ravinnetasemallit jaetaan kolmeen kategoriaan (Jarvis 1999): porttitaseisiin (gate budget / farm-gate balance), peltotaseisiin (surface budget / field balance / soil surface balance) ja systeemitaseisiin (system budget / systems balance).

### 2.2.1 Porttitase

Porttitase lasketaan yksinkertaisesti systeemiin tuodun tai ostetun ravinnemäärän (lannoitteet, lanta) ja systeemistä sadon tai tuotteiden mukana poistuneen ravinnemäärän erotuksena (Watson ym. 2002). Porttitaseen laskennassa ei huomioida systeemin sisäisiä ravinnevirtoja eikä esimerkiksi vaikeasti mitattavia ravinnevirtoja kuten typensidontaa tai ravinteiden hävikkiä systeemistä (Watson ym. 2002). Tämä tekee porttitaseesta melko epätarkan työkalun esimerkiksi lannoitus-



nittelun kannalta. Tyypillisesti porttitaseita käytetäänkin arvioitaessa ravinnetaseita suuressa mittaluokassa, kuten valtion tai maatilan kohdalla, tai mikäli riittävää aineistoa tarkempaan tarkasteluun ei ole saatavilla (Öborn ym. 2003).

### 2.2.2 Peltotase

Peltotase huomioi erotuksen kaikkien systeemin sisään suuntautuvien virtojen ja sadon tai tuotteiden mukana poistuneiden ravinteiden välillä (Watson ym. 2002). Peltotase on siis porttitasetta tarkempi työkalu siinä, että se huomioi myös esimerkiksi typensidonnan, laskeuman ja kylvösiemenen mukana systeemiin siirtyneet ravinteet, mutta se ei kuitenkaan kykene kuvaamaan systeemiin jäävän ravinneylijäämän kohtaloa (Watson ym. 2002, Öborn ym. 2003). Sen perusteella ei siis voida suoraan osoittaa, onko esimerkiksi ylijäämätyppi jäänyt peltoon seuraavan viljelykasvin käytettäväksi vai huuhtoutunut vesistöön. Ravinnealijäämäisen systeemin menettämän ravinteen voidaan kuitenkin peltotaselaskelman perusteella luotettavasti olettaa olevan peräisin maaperän varastoista, mikäli kaikki sisään tulevat virrat on huomioitu ja ravinnevirtojen suuruudet tunnetaan tarkasti.

Peltotasetta käytetään yleisesti viljelykasvin ravinnetarpeet tyydyttävän lannoitusmäärän arvioimiseen peltolohkotasolla (Watson ym. 2002). Peltotaseen yli- tai alijäämää on mahdollista käyttää myös indikaattorina systeemin aiheuttamien ravinnepäästöjen määrälle, vaikka ravinnepäästöjä ei suoraan taselaskelmassa mitatakaan (Granstedt ym. 2008). Vesistö päästöjen määrän arviointia peltotaseen avulla on kuitenkin kritisoitu liian yksinkertaiseksi menetelmäksi, joka jättää huomiotta merkittäviä ravinnepäästöihin vaikuttavia tekijöitä kuten eroja viljelykäytännöissä ja vuotuisissa sääolosuhteissa (Öborn ym. 2003, Bengtsson ym. 2016).

### 2.2.3 Systeemitase

Systeemitase sisältää systeemistä sisään ja ulos siirtyvät ravinnevirrat, joiden lisäksi huomioidaan alasysteemien kuten maaperän, kasvuston, eläinten ja lannan ravinnevarastot sekä ravinnevirrat näiden välillä (Watson ym. 2002). Malli huomioi siis pois systeemistä siirtyvistä virroista muun muassa mahdolliset kaasumaiset

päästöt sekä huuhtouman ja eroosion mukana poistuvat ravinteet, joita muut tässä käsitellyt mallit eivät huomioi (Öborn ym. 2003). Systeemitaseen voi tämän myötä esittää myös ainevirtamallin muodossa.

Vaadittavan aineiston kattavuuden takia systeemitaseen laskeminen on hyvin työlästä, mutta se antaa myös tarkimman kuvan systeemin ravinnevirtojen käyttäytymisestä (Öborn ym. 2003). Systeemitasetta voi hyödyntää mittakaavasta riippumatta, mikäli ravinnevirrat ja niiden suuruudet tunnetaan: esimerkiksi Aarts ym. (1992) käyttivät systeemitasetta Alankomaiden maidontuotantojärjestelmien ravinnevirtojen mallintamiseen, ja Antikainen ym. (2005) suomalaisen ruokajärjestelmän typpi- ja fosforitaseiden mallintamiseen.

### **2.3 Kierrätyslannoitus ja teollinen ekologia**

Kierrätyslannoituksella tarkoitetaan ei-neitseellisten eli kierrätettyjen, jo ihmis- käyttöön otettujen aineiden tai niistä jalostettujen tuotteiden sisältämien ravinteiden käyttämistä kasvien ravinteidentarpeen täyttämiseksi kasvintuotannossa, vastakkaisena käsitteenä väkilannoitukselle, jossa kasvien tarvitsemat ravinteet otetaan käyttöön neitseellisistä lähteistä. Käytännössä kaikki lannoitus ennen teollistumisen alkua 1800-luvulla perustui ravinteiden kierrättämiseen, poikkeuksena tyypeä symbioottisesti ilmakehästä sitovien palkokasvien käyttö: teollisen lannoitetuotannon käynnistyttyä synteettisten lannoitteiden käyttö on muodostunut nopeasti pääasialliseksi tavaksi turvata kasvien ravinteidensaanti (Smil 2002).

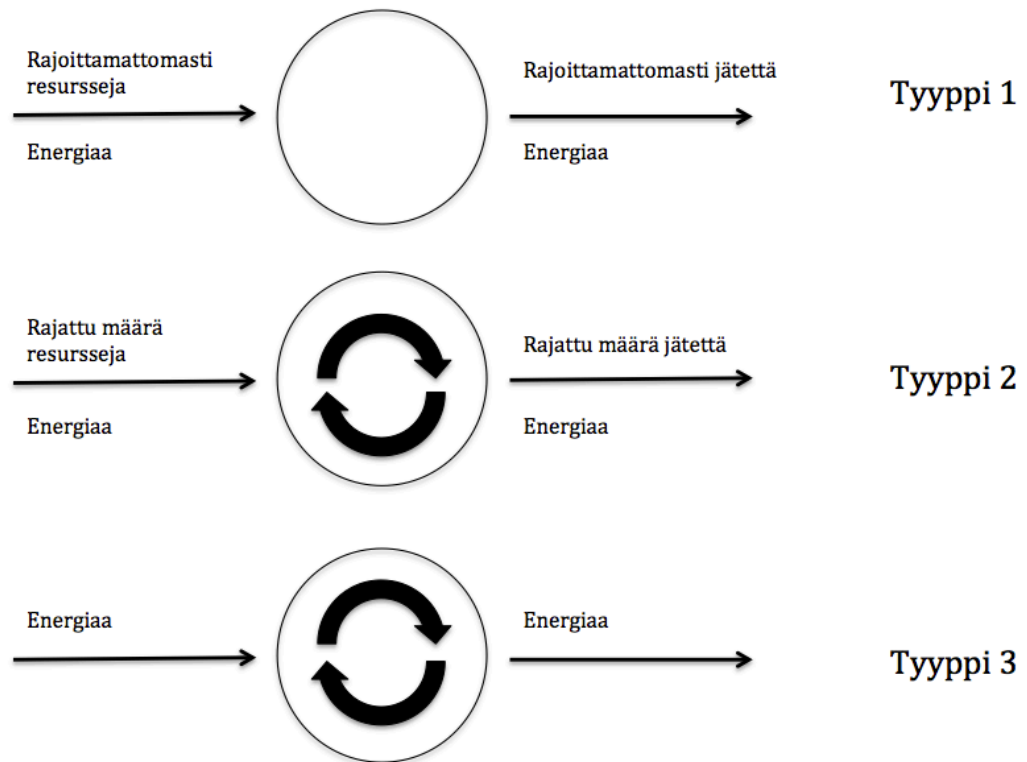
#### **2.3.1 Teollinen ekologia**

Argumentit kierrätyslannoituksen puolesta nojaavat vahvasti teollisen ekologian tieteenalaan. Teollinen ekologia on nykymuodossaan Froschin ja Gallopoulosin (1989) esittelemä konsepti, jossa seurataan energia- ja materiaalivirtoja tuotannon ja kulutuksen järjestelmissä, sekä erityisesti luonnon ekosysteemien ja ihmisen toiminnan välillä (Encyclopædia Britannica 2016). Teollinen ekologia pyrkii vähentämään raaka-aineiden ja energian kulutusta sekä päästöjen ja jätteen määrää luomalla järjestelmiä, joissa jokainen jätevirta voidaan hyödyntää jonkin muun

prosessin raaka-aineena (Graedel 1996). Graedelin (1996) mukaan oleellisessa osassa teollisen ekologian ajattelua on yksittäisten tuotantojärjestelmien hahmottaminen osana luonnon ekosysteemien toimintaa imitoivaa kokonaisuutta, joka toimii yhteistyössä mahdollisemman tehokkaan toiminnan mahdollistamiseksi.

Materiaalikiertojen sulkeminen on erittäin keskeisessä roolissa teollisessa ekologiassa. Tehostamalla materiaalien kierrätystä järjestelmän sisällä voidaan ehkäistä jätteen syntymistä ja vähentää neitseellisten raaka-aineiden kulutusta. Graedel (1996) esitti mallissaan kolme erilaista järjestelmää, joita hän käyttää kuvaamaan materiaalien ja energian virtoja erilaisissa biologisissa ekosysteemeissä (Kuva 2). Tyypin 1 järjestelmä ei sisällä lainkaan kierrätystä, eli järjestelmä on täysin lineaarinen, ja pohjaa kokonaan järjestelmän ulkopuolisiin resursseihin ja energiaan jolloin myöskään järjestelmän tuottamaa jätettä ei hyödynnetä. Tyypin 2 järjestelmän osittainen materiaalikierto on tyypin 1 järjestelmää tehokkaampi: ainevirrat järjestelmän sisällä ovat suurempia kuin ainevirrat sisään ja ulos järjestelmästä. Tyypin 2 järjestelmä on silti globaalissa mittakaavassa pitkällä aikavälillä kestämaton käyttäessään järjestelmän ulkopuolisia raaka-aineita ja tuottaessaan jätettä, eli toimiessaan yksisuuntaisesti osittaisesta kierrätyksestä huolimatta. Tyypin 3 järjestelmä on saavuttanut suljetun materiaalikierron, eikä uusia raaka-aineita tarvita järjestelmän ulkopuolelta. Järjestelmä ei myöskään synnytä jätettä, sillä jokainen jätevirta järjestelmän komponenteista hyödynnetään raaka-aineena jossain muualla järjestelmässä (Graedel 1996).

Graedelin (1996) mukaan ihanteellisen teollisen järjestelmän materiaalien ja resurssien käyttö muistuttaa tyypin 3 biologisen järjestelmän ainekiertoa. Historiallisesti ihmisen resurssien käyttö on muistuttanut tyypin 1 lineaarista järjestelmää: teollinen ekologia pyrkii järjestelmän sisäisen resurssienkäytön optimoinnilla teollisten järjestelmien muokkaamiseen tyypin 2, tai lopulta jopa tyypin 3 kaltaisiksi järjestelmiksi (Graedel 1996).



Kuva 2. Erilaiset biologiset ekosysteemit ja niiden energia- ja materiaalivirrat (mukaillen Graedel ym. 1996).

Korhonen (2001) esitti edelleen teollisen ekologiaan pohjautuvan järjestelmän nojaavan samoihin periaatteisiin kuin luonnon ekosysteemeidenkin: kierrätykseen, monimuotoisuuteen, paikallisuuteen ja asteittaiseen muutokseen. Korhosen (2001) mukaan teollisen järjestelmän tehokas aineen ja energian kierto saavutetaan mahdollisimman monimuotoisten toimijoiden yhteistyöllä. Ulkoisten resursien käytön minimoimiseksi järjestelmän on kehitettävä asteittain toimimaan paikallisia uusiutuvia luonnon raaka-aineita kestävästi käyttäen ja niin, että teollisen järjestelmän tuottamat jätteet ovat käyttökelpoisia teollista järjestelmää ympäröivän luonnon ekosysteemin hyödynnettäväksi. Korhosen (2001) esittämä visio täydellisestä teollisen ekologian järjestelmästä perustuu luonnon ekosysteemin ja teollisen järjestelmän väliseen toimintaan: käyttäessään ainoastaan uusiutuvia ulkopuolisia raaka-aineita ja tuottaessaan vain luonnon ekosysteemeille hyödynniskelpoisia jätteitä teollinen alajärjestelmä muistuttaa yksinään Graedelin (1996) tyyppin 2 järjestelmää, mutta yhdessä ympäröivän luonnon ekosysteemin kanssa se muodostaa tyyppin 3 järjestelmän kaltaisen kokonaisuuden.

### 2.3.2 Kierrätyslannoitus

Maatalousekosysteemeiden ravinteiden kierto eroaa huomattavasti luonnon ekosysteemeistä. Luonnon ekosysteemeissä ravinteet kiertävät järjestelmän sisällä: kasvien maaperästä ottamat ravinteet palautuvat takaisin maaperään biomassan hajotessa. Maatalousekosysteemeistä ravinteita poistuu muun muassa sadonkorjuun yhteydessä, minkä vuoksi systeemin ravinnetaseet ovat lähtökohtaisesti negatiivisia ellei poistuvia ravinteita korvata ulkoisilla ravinnepanoksilla eli lannoitteilla. Näin ollen ravinteet pikemminkin virtaavat lineaarisesti peltotuotantojärjestelmän läpi kuin kiertävät sen sisällä.

Tarkasteltaessa koko ruoantuotannon ja -kulutuksen järjestelmää tilanne on hyvin samankaltainen kuin maataloudessa. Maatalouteen tuodut ravinteet virtaavat alkutuotannon, jalostuksen ja kaupan järjestelmien läpi kuluttajille, ja päätyvät lopulta jätevedenpuhdistuslaitoksille käsiteltäviksi; lisäksi ketjun jokaisessa vaiheessa syntyy jäte- ja päästövirtoja, joihin valtaosa alkutuotannossa lisätyistä ravinteista päätyy (Niutanen ja Korhonen 2003, Antikainen ym. 2005, IPES-Food 2016). Esimerkiksi Suomessa vuosina 1995-1999 alkutuotantoon lisättiin lannoitteena 6,8-kertainen määrä typpeä ruoassa kulutettuun typpimäärään verrattuna; fosforin osalta vastaava luku on 7,2 (Antikainen ym. 2005).

Valtaosa maataloudessa käytettävästä typestä sidotaan ilmakehästä erittäin energiantensiivisellä Haber-Bosch-menetelmällä, jossa typensidontaan käytetään uusiutumaton maakaasua (Galloway ym. 2008). Ilmakehästä ihmiskäyttöön otetun reaktiivisen typen määrä ylittää sille asetetut kestävyysrajat moninkertaisesti (Rockström ym. 2009); Suttonin ym. (2011) arvioiden mukaan typen päästöjen aiheuttamat terveys- ja ympäristöhaitat tuottavat yksin Euroopan unionin alueella 70-320 miljardin euron vuosittaiset kustannukset. Lannoitteissa käytettävä fosfori taas on pääosin peräisin apatiitista, kaivannaisesta, jonka tuotantohuipun on arvioitu ajoittuvan lähelle vuotta 2033, ja jonka kaupallisessa käytössä olevien varantojen arvellaan ehtyvän nykyisillä käyttömäärillä 50-100 vuodessa (Cordell ym. 2009). Vesistöihin päätyessään fosfori on etenkin sisävesissä merkittävimpiä rehevöitymistä aiheuttavia tekijöitä (Correll 1998). Ruokajärjestelmään tuotavat

teolliset lannoitteet aiheuttavat siis valmistusvaiheessa suuria päästöjä (typpi) ja kuluttavat uusiutumattomia luonnonvaroja (fosfori), ja toisaalta ruokajärjestelmästä poistuessaan aiheuttavat merkittäviä ympäristöhaittoja. Kierrättämällä jo käyttöön otettuja ravinteita voidaan vähentää tarvetta ulkopuolisten panosten käytölle sekä hyödyntää jätevirtojen ravinteita uudelleen alkutuotannossa.

Teollisten lannoitteiden runsaan käytön aiheuttamien ongelmien vähentämisen lisäksi kierrätyslannoitteita käyttämällä on mahdollista parantaa maan kasvukuntoa lisäämällä viljelymaan orgaanisen aineksen määrää (Bresson ym. 2001). Runas orgaanisen aineksen määrä peltomaassa parantaa ravinteiden saatavuutta kasveille (Doran ja Smith 1987), parantaa maan rakennetta (Tisdall ja Oades 1982) ja vesitaloutta (Hudson 1994) ja tehostaa maan mikrobitoimintaa (Bot ja Benites 2005). Suomalaisen maatalousmaan hiilipitoisuudessa on selkeä laskeva suuntaus: Heikkisen ym. (2013) mukaan viljelymaiden hiilipitoisuudet laskivat vuosien 1974-2009 välillä keskimäärin 0,2-0,4 % vuodessa. Teolliset lannoitteet eivät sisällä lainkaan hiiltä, kun taas joitain orgaanisia kierrätyslannoitteita ja -maanparannusaineita käyttämällä peltomaahan lisätään jopa useita tonneja hiiltä hehtaarille käyttökertaa kohden. Perinteisesti peltomaan orgaanisen hiilen määrää on lisännyt karjanlannan käyttö lannoitteena ja maanparannusaineena, mutta lannan tehokasta hyödyntämisen haasteena on Suomessa 1950- 1960 ja 1970-luvuilla tapahtunut kasvin- ja eläintuotannon maantieteellinen eriytyminen toisistaan (Luostarinen ym. 2011, Voutilainen ym 2012): Etelä-Suomi on hyvin kasvintuotantoaltaista aluetta, kun taas muualla Suomessa maatalous painottuu eläintuotantoon (Voutilainen ym. 2012, Niemi ja Ahlsted 2014). Tuotannon alueellisen eriytymisen johdosta paikoittain karjanlantaa on liian paljon peltoon sijoitettavaksi, ja toisaalta toisilla alueilla sitä ei ole tarjolla tarpeeksi (Luostarinen ym. 2011). Orgaanisten kierrätyslannoitteiden ja -maanparannusaineiden käyttö on yksi vaihtoehto viljelymaiden multavuuden lisäämiseksi alueilla, joilla orgaanisesta hiilestä on muutoin puutetta.

### 3 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten erilaisista lähteistä peräisin olevat kierrätyslannoitteet vaikuttavat typen ainevirtoihin ja typen peltotaseeseen kauran viljelyssä. Tutkimuskysymykset olivat:

1. Eroaako typen käyttäytyminen peltotuotannon ainevirroissa (etenkin sadon, vegetatiivisen biomassan ja kaasumaisten päästöjen typpivirtojen osalta) erilaisten kierrätyslannoitteiden tyypillisillä käyttötavoilla ja -määrillä väkilannoitetusta käsittelystä?
2. Miten erilaisten kierrätyslannoitteiden käyttö vaikuttaa typen peltotaseeseen verrattuna väkilannoitettuun kontrolliin?

### 4 AINEISTO JA MENETELMÄT

Tutkimus oli kokeellinen. Aineisto saatiin Hyvän sadon kierrätyslannoitus (HYKERRYYS) -hankkeen kenttäkokeesta, ja mittaukset tehtiin kokeen kaurakoejäsenistä.

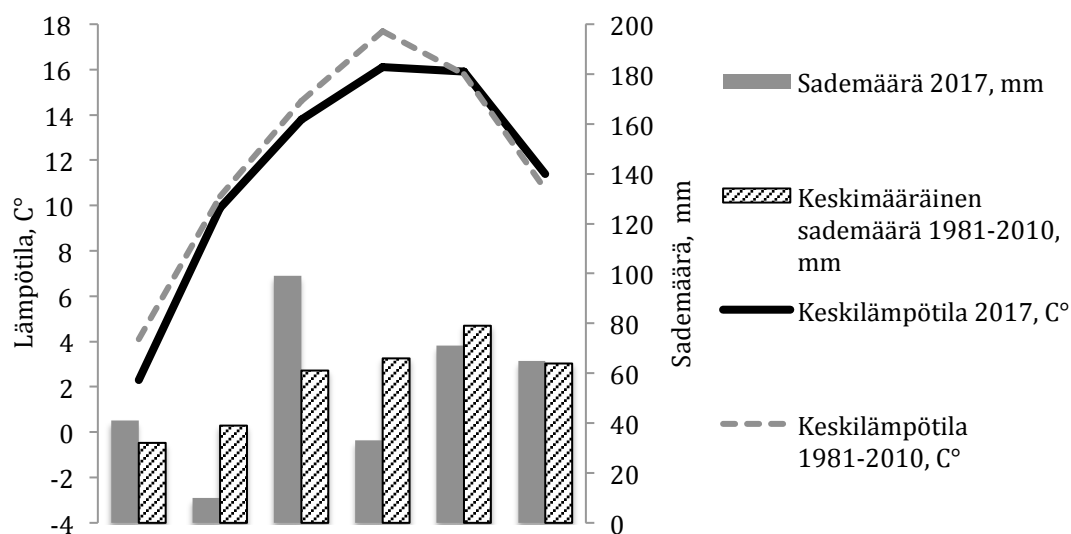
#### 4.1 Kenttäkokeen sijainti ja kasvukauden sääolosuhteet

HYKERRYYS-hankkeen koekenttä perustettiin Helsingin kaupungin Haltialan tilalle lohkolle 0910035610 (60°26' N, 24°96' E) kesällä 2016. Viljavuustutkimuksen mukaan koelohkon maalaji oli runsasmultainen hietasavi (HtS). Vuonna 2016 loholla viljeltiin ohraa (*Hordeum vulgare*), jonka korjuun jälkeen maa muokattiin kyntämällä. Taulukossa 1 on esitetty koelohkon viljavuustiedot syksyllä 2016 otetuista Viljavuuspalvelussa analysoiduista näytteistä; koelohkolla mangaanin luokitus oli ”heikko”, mutta muiden ravinteiden osalta viljavuusanalyysin luokitus oli hyvä tai korkeampi. Tutkimusta edeltävinä vuosina koelohkolla on viljelty viljavaltaista viljelykiertoa, ja lohkoa on 2000-luvun alkupuolella lannoitettu runsaasti jätevesilietepohjaisella kompostilla, mikä näkyy lohkolta otettujen maanäytteiden korkeissa fosfori- ja kuparipitoisuuksissa.

Taulukko 1. Haltialan koelohkon muokkauskerroksen analyysitulokset vuonna 2016 syksyllä otetuista maanäytteistä verrattuna Uudenmaan peltojen keskimääräisiin analyysituloksiin vuosina 2006-2010 (Viljavuuspalvelu 2018).

Ominaisuus	Haltialan koelohkon keskiarvo	Uudenmaan peltojen keskiarvo 2006-2010
pH	6,08	6,12
Ca, mg/l	3243	2206
Mg, mg/l	438	381
K, mg/l	349	214
P, mg/l	20,9	11,4
S, mg/l	15,4	19,3
Cu, mg/l	24,5	5,2
Zn, mg/l	21,95	3,5
Mn	8,4	28,3
B, mg/l	0,73	0,79

Kasvukausi 2017 oli hieman keskimääräistä viileämpi. Kasvukauden kuukausittaiset keskilämpötilat ja sademäärät on esitetty ohessa (kuva 1). Viileä kevät viivästytti kauran kylvöä ja hankalasti ajoittuneet syyssateet korjuuta, mutta muuten poikkeavat sääolosuhteet eivät häirinneet koejärjestelyjä.

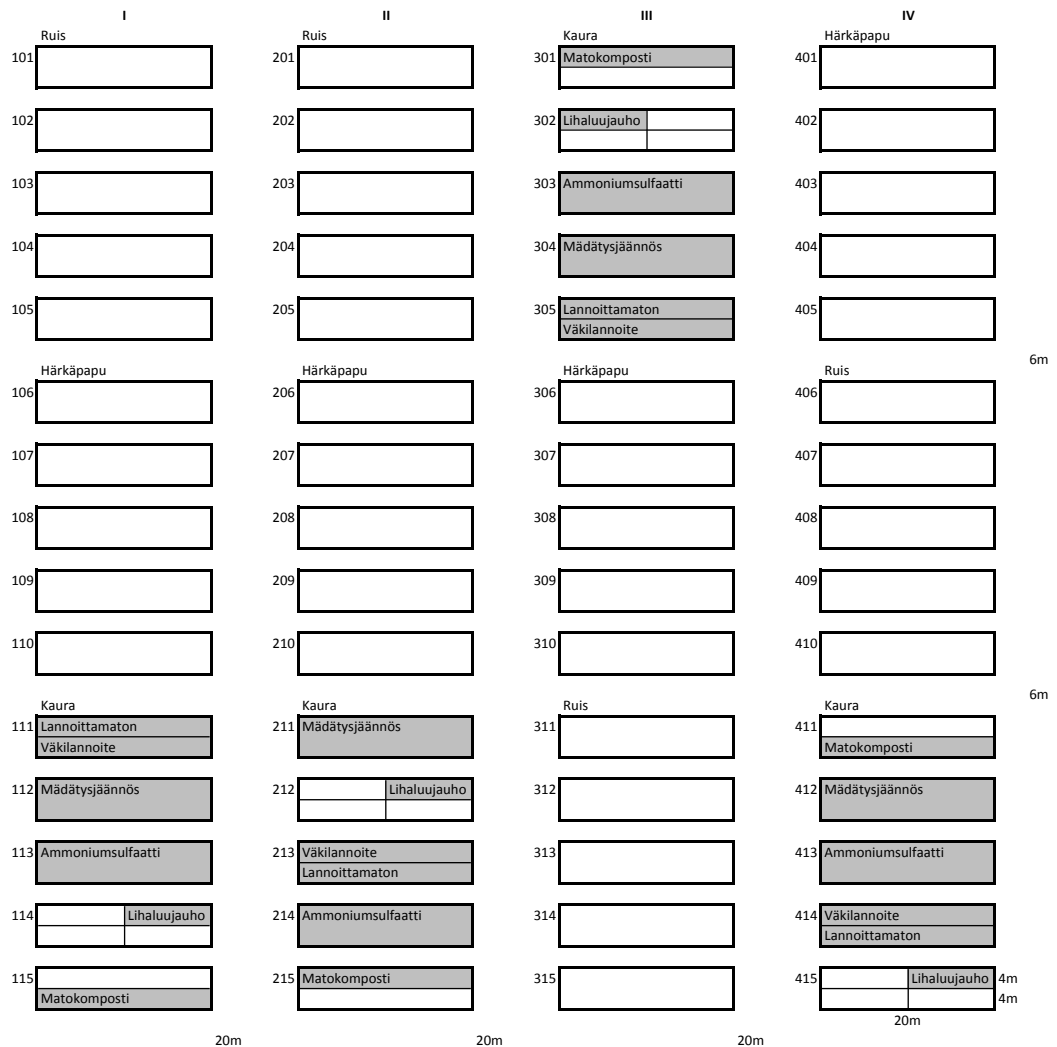


Kuva 1. Kuukausittaiset keskilämpötilat ja sademäärät Haltialan koelohkolla kasvukaudella 2017 ja vuosien 1981-2010 keskiarvot Helsinki-Vantaan lentokentän mittausasemalla.



## 4.2 Koeasetelma ja koejärjestelyt

HYKERRYYS-hankkeen (aloitettu 2016, suunniteltu päättyväksi 2021) koekentällä toteutetaan viisivuotista viljelykiertoa (viherlannoitusnurmi > syysrypsi > syysruis > härkäpapu > kaura + nurmi aluskasvina) niin, että jokaisena vuotena viljelyssä on kolme kierron eri vaihetta neljässä kerranteessa. Kerranteet on sijoitettu samansuuntaisesti 20-40 m välein. Tämän tutkimuksen aineisto on kerätty viisivuotisen kierron ensimmäisenä satokasvivuonna ja aineisto koskee vain kaura + aluskasvi -kasvustoja. Koekenttä ja tässä tutkimuksessa aineistona käytettyjen käsittelyiden sijainti kentällä ovat kuvattu tarkemmin kuvassa 2.



Kuva 2. Haltialan koelohkon kenttäkartta. Kartassa harmaalla värillä merkityt koe-ruudut ovat tutkimuksessa mukana olevia käsittelyitä.

HYKERRYYS-kenttäkokeen ruudut ovat 8 m x 20 m, ja ruutujen väliin jätettiin 2 m levyiset väkilannoitetut reunakaistat. Osallistuvien tahojen oli mahdollista jakaa oma ruutunsa pienempiin osiin sen mukaan, montako erilaista lannoitekäsittelyä he halusivat sisällyttää kokeeseen. Osallistujista osa käytti tämän mahdollisuuden, mistä syystä aineiston ruutukoko vaihteli. Lihaluujauhokäsittelyn ruutukoko oli 4 m x 10 m, mädätysjäännös- ja ammoniumsulfaattikäsittelyiden 8 m x 20 m, mato- komposti- ja väkilannoitekäsittelyiden 4 m \* 20 m, ja lannoittamattoman verran- teen ruutukoko oli 2 m x 10 m.

Tutkimus toteutettiin yhden tekijän täydellisesti satunnaistettuna lohkokokeena (CRBD); tekijänä oli lannoitus.

### **4.3 Lannoituskäsittelyt**

Kokeessa käytettiin lannoituskäsittelyinä neljää erilaista kierrätyslannoitusta, ja lisäksi toteutettiin vertailuksi lannoittamaton kontrolli sekä väkilannoituskäsittely (taulukko 2). Väkilannoitukseen käytettiin YaraMila5-lannoitetta sekä Patenttika- lia täydentämään lannoitusta magnesiumin osalta.

Tähän tutkimukseen sisällytettäväksi kierrätyslannoituskäsittelyiksi valittiin yksi lannoituskäsittely jokaiselta tutkimushankkeeseen osallistuneelta yhteistyökump- panilta niin, että käsittelyt edustivat kattavasti hankkeessa tutkittavia lannoitteita. Ammoniumsulfaatti-käsittelyssä lannoitteena käytettiin nikkelinjalostuksen sivu- virtana tuotettua kiteistä ammoniumsulfaattia. Lihaluujauho-käsittelyssä kylvö- siemen ympätettiin mikrobilisällä, ja lannoite oli teurastamotuotteiden sivuvirroista valmistettu Ecolan Agra 8-4-2. Matokomposti-käsittelyssä lannoite oli kastemato- jen kompostoimaa karjanlantaa sekä samaisesta kompostista uutettua liuosta. Mä- dätejäännös-käsittelyssä lannoite oli erilliskerätyn biojätteen biokaasutusproses- sissa syntyvää lietemäistä mädätejäännöstä ja elintarviketeollisuuden sivuvirroista valmistettua ravinnelisää (taulukko 2).

Taulukko 2. Lannoituskäsittelyissä käytetyt lannoitevalmisteet, levitysmäärät (kg/ha), levitysjankohdat ja tuotteiden sisältämän liukoisen typen ja kokonaistypen määrät (kg/ha).

Käsittely	Lannoitevalmiste	Levitysmäärä (kg/ha)	Levitysjankohta	Liuk. N (kg/ha)	Kok. N (kg/ha)
Ammoniumsulfaatti	Ammoniumsulfaatti	571	18.5.17	114,2	119,9
Lihaluu jauho	Ecolan Agra 8-4-2	900	19.5.17	20,7	67,5
	NP-mikrobivalmiste	1,25	20.5.17	0,0	0,0
Matokomposti	PlantPower-komposti	4000	18.5.17	13,6	29,2
	PlantPower-liuos	50	18.5.17 ja 9.6.2017	0,0	0,0
Mädätejäänös	Ravinneliete	19750	15.6.17	90,9	126,4
	Combooster	430	15.6.17	2,6	3,8
Väkilannoitus	YaraMila5	545	20.5.17	120,0	120,0
	Patenttikali	91	20.5.17	0,0	0,0

#### 4.4 Kasvimateriaali

Kokeessa kasvimateriaalina oli kaura (*Avena sativa* L. cu. 'Obelix'). Obelix on korkeasatonen, lujakortinen ja suuriyväinen lajike. Virallisissa lajikekokeissa Obelixin keskisato Suomessa on 6326 kg/ha (Laine ym. 2016).

Kauran aluskasvina viljeltiin apilanurmiseosta (5 % alsikeapila *Trifolium hybridum* L. cu. 'Frida', 5 % valkoapila *Trifolium repens* L. cu. 'Jögeva', 10 % puna-apila *Trifolium pratense* L. cu. 'Saija', 25 % ruokonata *Festuca arundinacea* L. cu. 'Retu', 55 % timotei *Phleum pratense* L. cu. 'Tenho').

#### 4.5 Viljelytoimenpiteet

Edellisenä syksynä kynnetyt koelohkot äestettiin keväällä 2017 kaksi kertaa (4.5. ja 5.5.) ennen kauran ja aluskasvin kylvöä (20.5.). Kauran kylvötiheys oli 500 siementä / m<sup>2</sup>. Koeruutujen lannoitus ajoittui touko-kesäkuulle: lannoitteet punnittiin ja levitettiin ruuduille joko käsin pintalevityksenä (Ecolan Agra 8-4-2 ja PlantPower-komposti), sijoitettuna kylvökoneella (YaraMila5, patenttikali ja NP-mikrobivalmiste) tai kastelukannulla pintalevityksenä (ammoniumsulfaatti, PlantPower-liuos ja Ravinneliete johon sekoitettuna Combooster). Ammoniumsulfaatti sekoitettiin veteen 15% (w/w) liuokseksi ja levitettiin ruuduille nestemäisenä.

PlantPower-liuos laimennettiin vedellä 5 % (w/w) liuokseksi ja levitettiin kahdessa erässä touko- ja kesäkuussa (molempina ajankohtina levitysmäärä oli 25 kg/ha). Jauhemainen NP-mikrobivalmiste levitettiin lihaluujauho-ruuduille sekoitettuna kylvösiemenen joukkoon. Ravinneliete levitettiin kauran oraille 3-lehtivaiheessa. Rikkakasvintorjunta suoritettiin kemiallisesti Nufarm MCPA -kasvinsuojeluaineella (2 l/ha) 17.6.17. Kauran koeruudut puitiin 27.9.17 Sampo-Rosenlew 2010 -koeruutupuimurilla, ja kauran aluskasvina ollut seosnurmi jätettiin kasvamaan ruuduille.

#### **4.6 Näytteet ja analyysit**

##### *Lannoitenäytteet*

Kokeessa käytetyistä lannoitevalmisteista kerättiin 5-10 satunnaisesta kohdasta eri puolilta toimituserää lannoitetta saaviin, jossa lannoite sekoitettiin ja sekoituksesta lannoitteesta otettiin 500 g näytteet. Näytteitä varastoitettiin -20 °C:ssä 12-40 vrk ennen näytteiden lähettämistä analysoitavaksi Eurofins Viljavuuspalvelu Oy:lle. Viljavuuspalvelu käytti kokonaistypen pitoisuuden mittaamiseen modifioitua Kjeldahl-menetelmää (BS EN 13654-1:2001). Lannoitus käsittelyssä lisätyn kokonaistypen määrä laskettiin lisättyjen valmisteiden typpipitoisuuksien perusteella.

##### *Satonäytteet*

Koeruutujen satonäytteet puitiin 10 m<sup>2</sup> alalta ruutujen keskiosasta, minkä jälkeen satonäytteet kuivattiin lavakuivurissa, puhdistettiin roskista ja punnittiin. Kuiva-ainetta ja puhdistetuista satonäytteistä määritettiin kuiva-ainepitoisuus kuivaamalla yhden gramman painoisia osanäytteitä 105 °C:ssä 18 tuntia ja määrittämällä näytteen vesipitoisuus alkuperäisen painon ja kuivatuksen jälkeisen painon erotuksesta. Jyväsadon typpipitoisuuden määrittämistä varten punnittiin kolmen gramman osanäytteet, jotka jauhettiin ja kuivattiin 30 °C:ssä 72 tuntia.

*Kasvustonäytteet*

Koeruuduilta kerättiin 26.-27.9. (päivää ennen puintia ja puintipäivänä) 3 \* 30 kylvörivisenttimetrin kasvustonäytteet juurineen. Kasvustonäytteet kuivattiin välittömästi 60 °C:ssä 72 tunnin ajan, jonka jälkeen niistä eroteltiin rikka- ja aluskasvit sekä kauran juuret ja jyvät. Jäljellejäänyt maanpäällinen vegetatiivinen biomassa punnittiin, jauhettiin ja siitä määritettiin kuiva-ainepitoisuus samalla menetelmällä kuin satonäytteistä.

*Jyväsadon ja satojätteiden typpipitoisuus*

Jauhetuista ja kuivatuista jyvä- ja biomassanäytteistä punnittiin 250 mg osanäytteet, joista analysoitiin typpipitoisuus automaattisella elementtianalysaattorilla (VarioMax CN analyser, Elementar Analysensysteme GmbH, Germany).

**4.7 Laskukaavat ja arviot***Typpisato*

Kauran jyväsadon sisältämän typen määrä (kg N/ha) laskettiin ruutukohtaisesti kertomalla jyväsadon määrä (kg/ha) jyväsadon typpipitoisuudella. Koko kaurakasvuston puintihetkeen mennessä sitoman typen määrä saatiin laskemalla yhteen jyväsadon typpi, maanpäällisten satojätteiden sisältämä typpi ja juuribiomassan sisältämä typpi.

*Satojätteiden sisältämä typpi*

Satojätteiden sisältämän typen määrä (kg N/ha) laskettiin ruutukohtaisesti kertomalla biomassanäytteistä laskettu satojätteiden määrä (kg/ha) biomassanäytteiden typpipitoisuudella.

*Juuribiomassan sisältämä typpi*

Kauran juuribiomassan sisältämän typen määrän arvio muodostettiin Hanssonin ym. (1987) tulosten perusteella. Hansson ym. (1987) tutkivat ohran typen jakautumista eri kasvinosien välillä, ja totesivat lannoitetun ohran juuribiomassan sisältävän 21,3 % osuuden kasvin kokonaistypestä. Juurien sisältämä typpi laskettiin siis kaavalla  $(21,3/78,7) * (\text{typpisato} + \text{satojätteiden sisältämä typpi})$ .

*Koko kaurakasvuston sisältämä typpi*

Koko kaurakasvuston puintihetkeen mennessä sitoman typen määrä määritettiin laskemalla yhteen jyväsadon typpi, maanpäällisten satojätteiden sisältämä typpi ja juuribiomassan sisältämä typpi.

*Typpilaskeuma*

Typpilaskeuman määrä arvioitiin Suomen ympäristökeskuksen ja Ilmatieteen laitoksen mittausten (Kuusisto 1997, Vuorenmaa ym. 2001) perusteella.

*Kylvösiemenen sisältämä typpi*

Kylvösiemenen sisältämän typen määrä laskettiin käytetyn kylvötiheyden, virallisissa lajikekokeissa (Laine ym. 2016) määritetyn Obelix-kauran tuhannen jyvän painon, ja kenttäkokeen kemiallisesti lannoitetun käsittelyn jyväsadon keskimääräisen typpipitoisuuden perusteella.

*Typen kaasumaiset päästöt*

Typen kaasumaisten päästöjen määrä arvioitiin IPCC:n (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, Hallitustenvälinen ilmastomuutospaneeli) arviointitapaan (IPCC 2006) ja kansallisiin päästökertoimiin perustuvilla Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitoksen kaavoilla ja kertoimilla (Pulkinen ym. 2012).

Dityppioksiditypen (N<sub>2</sub>O-N) määrä laskettiin kaavalla:

$$EF_{N\text{ annual}} = 10^{-1} [-0,2762 + 0,58 + 0,002848 * (F_{SN\text{ mine}} + F_{ON\text{ mine}})] - 0,529$$

Jossa:

$EF_{N\text{ annual}}$  = yksivuotisten kasvien päästökerroin, kg N<sub>2</sub>O-N/ha

$F_{SN\text{ mine}}$  = savi- ja muille kivennäismaille vuoden aikana lisätyn väkilannoitetypen määrä, kg N/ha

$F_{ON\text{ mine}}$  = savi- ja muille kivennäismaille vuoden aikana lisätyn orgaanisten lannoitteiden typen määrä (lanta, komposti, soluneste ym.), kg N/ha

Ammoniakkitypen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) ja typen oksidien sisältämän typen ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) määrä laskettiin kaavalla:

$$\text{Frac}_{\text{GAS}} = 0,015 * N_{\text{mine}} + 0,25 * N_{\text{org}}$$

Jossa:

$\text{Frac}_{\text{GAS}}$  = osuus lannoitetyypistä, joka haihtuu  $\text{NH}_3$ :na ja  $\text{NO}_x$ :nä

$N_{\text{mine}}$  = epäorgaanisissa lannoitteissa lisätty typpi, kg/ha

$N_{\text{org}}$  = orgaanisissa lannoitteissa lisätty typpi, kg/ha

Koska typen kaasumaisten päästöjen määrä johdettiin käytetyillä laskukaavoilla orgaanisen ja epäorgaanisen typen lisäysmääristä, olivat kunkin käsittelyn kaasumaisten päästöjen määrät vakioita (taulukko 3). Typen peltotaseen laskennassa dityppioksiditypen ja ammoniakkin ja typen oksidien sisältämän typen määrät laskettiin yhteen typen kaasumaisten kokonaispäästöjen määrän arvioksi.

Taulukko 3. Dityppioksiditypen ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) ja ammoniakkitypen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) ja typen oksidien sisältämän typen ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) määrä eri käsittelyillä, kg N/ha/a.

Käsittely	Lannoitteen tyyppi	$\text{N}_2\text{O-N}$	$\text{NH}_3\text{-N}$ ja $\text{NO}_x\text{-N}$
Lannoittamaton	-	1,5	0,0
Ammoniumsulfaatti	Epäorgaaninen	3,9	1,8
Lihaluujauho	Orgaaninen	2,6	16,9
Matokomposti	Orgaaninen	1,9	7,3
Mädätysjäänös	Orgaaninen	4,2	32,5
Väkilannoitus	Epäorgaaninen	3,9	1,8

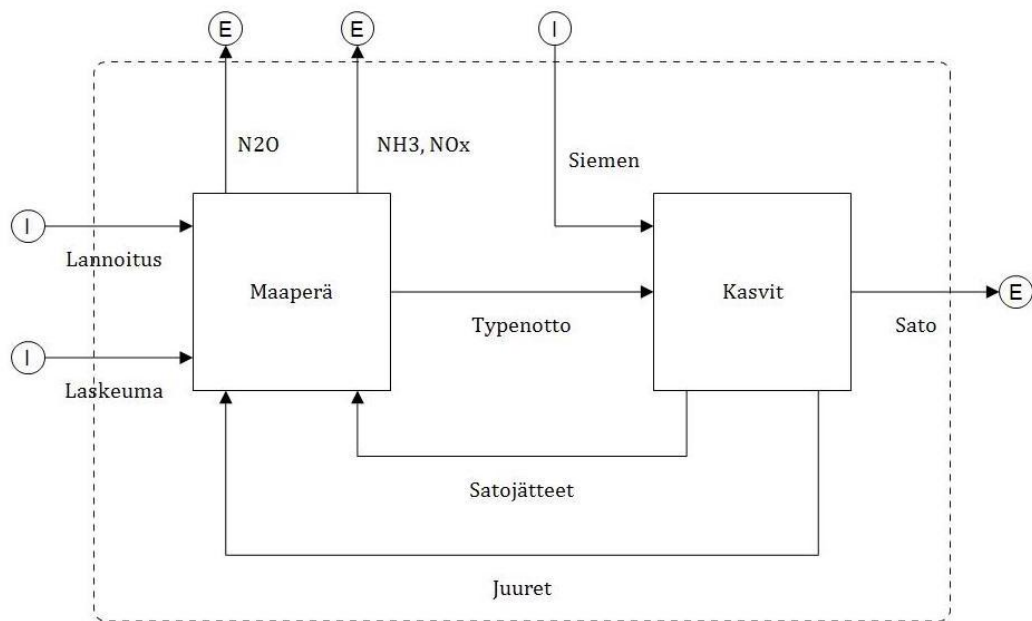
### *Aluskasvin vaikutus*

Tässä tutkimuksessa jätettiin huomioimatta kauran aluskasvina olleen seosnurmen typensidonnan ja -oton vaikutus typen ainevirtoihin. Tutkimuksen ajallisen rajauksen vuoksi kasvamaan jätetyn nurmikasvuston sisältämää typpeä ei ollut mielekäästä sisällyttää osaksi mallia, ja toisaalta aluskasvustossa tapahtuvan typensidonnan vaikutus satokasvin kasvuun ja typenottoon on useimmiten pienimuotoinen (Valkama ym. 2015). Lisäksi tässä tutkimuksessa käytetyn nurmiseoksen kanssa vastaavanlaisten seosnurmien osalta tutkimustietoa aiheesta on vähänlai-

sesti (esim. Valkama ym. 2015), joten tarkan vaikutuksen arviointi kirjallisuuden perusteella on haasteellista, ja tehdyt arviot pohjaisivat vain yksittäisten tutkimuksien tuloksiin.

#### 4.8 Ainevirtamalli

Typen virrat maa-kasvustosysteemeissä laskettiin ainevirtamallilla (kuva 3), jossa tarkastelun ajanjakso oli agrohydrologinen vuosi (1. toukokuuta 2017 - 30. huhtikuuta 2018). Mallissa ei ole huomioitu typen huuhtoutumista tai eroosion vaikutusta, sillä tämän tutkimuksen puitteissa ei ollut mahdollista mitata toteutuneita typen päästöjä vesistöihin. Näin ollen maaperän typpitaseen muutos on mallissa luotettavin arvio typen huuhtoutumispotentiaalille, mutta koska tase sisältää myös maaperään pysyvämmiin sitoutuvan typen osuuden, etenkin orgaanisten lannoitteiden kohdalla arvioon tulee suhtautua suuntaa-antavana (ks. esim. Öborn ym. 2003). Kaikki ainevirrat laskettiin kokonaistypen määränä hehtaaria kohden (kg N / ha).



Kuva 3. Tutkimuksessa käytetty malli typen virtojen tarkasteluun.



### *Typen peltotase*

Typen peltotase laskettiin ruutukohtaisesti mitattujen ja laskennallisten ainevirtojen (kg N/ha/a) perusteella:

$$\Delta N = N_{\text{lannoitus}} + N_{\text{laskeuma}} + N_{\text{siemen}} - N_{\text{sato}} - N_{\text{kaasupäästö}}$$

Jossa:

$\Delta N$  = Typen peltotase

$N_{\text{lannoitus}}$  = Lannoituksen sisältämä typpi

$N_{\text{laskeuma}}$  = Typen laskeuma

$N_{\text{siemen}}$  = Kylvösiemenen sisältämä typpi

$N_{\text{sato}}$  = Kauran jyväsadon sisältämä typpi

$N_{\text{kaasupäästö}}$  = Kaasumaiset typen päästöt ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ )

Tämä laskutapa peltotaseelle eroaa OECD:n suosittelemasta laskutavasta (OECD 2001) siten, että myös kaasumaiset typen päästöt on huomioitu. OECD:n suosittelemalla laskukaavalla saatava typen peltotase kuvaa typen ylijäämää, joka sitoutuu maaperään, huuhtoutuu veden mukana tai haihtuu ilmakehään. Tässä tutkimuksessa käytetty tapa taas antaa tarkemman arvion maaperään sitoutuneen tai siitä poistuneen typen ja potentiaalisesti huuhtoutuvan typen määrästä.

Typpisatoa lukuun ottamatta peltotaseen laskennassa käytetyt arvot ovat käsittelykohtaisia vakioita. Tästä johtuen typen peltotaseen käsittelynsisäinen vaihtelu muodostuu vain mitatusta jyväsadon sisältämän typen määrän vaihtelusta.

## **4.9 Tilastolliset analyysit**

Lannoituskäsittelyjen vaikutus jyväsatoon, sadon typpipitoisuuteen, typpisatoon, kasvuston sisältämän kokonaistypen määrään ja typen peltotaseeseen analysoitiin käyttämällä yksisuuntaista varianssianalyysia (One-way ANOVA), jossa lohkokitejäänä oli kerranne. Analyysit tehtiin erikseen lannoittamattomalle ja väkilannoitetulle käsittelylle, lannoittamattomalle ja kierrätyslannoituskäsittelyille, ja väkilannoitetulle ja kierrätyslannoituskäsittelyille. Pareittaiset vertailut tehtiin Tukeyn

HSD-monivertailumenetelmällä. Typpilannoituksen määrän vaikutusta satoon, sadon typpipitoisuuteen, typpisadon määrään ja typen peltotaseeseen tutkittiin lineaarisella regressioanalyysillä. Tilastollisesti merkitsevien erojen rajana käytettiin p-arvoa <0,05. Tulosten analysointiin käytettiin IBM SPSS Statistics (versio 24) -ohjelmaa.

## 5 TULOKSET

### 5.1 Jyväsadon määrä

Kauran keskimääräinen jyväsato kokeessa oli 5290 kg/ha (keskiarvon keskivirhe 667 kg/ha, vaihteluväli 2712-7135 kg/ha). Korkein sato saatiin väkilannoituskäsittelyllä ja pienin sato lannoittamattomalla käsittelyllä. Väkilannoitetun käsittelyn sato oli merkitsevästi suurempi kuin lannoittamattoman käsittelyn (59 % väkilannoitetun käsittelyn sadosta) sekä matokomposti-käsittelyn (62 % väkilannoitetun käsittelyn sadosta). Mädätysjäänös-käsittelyn sato oli merkitsevästi suurempi kuin lannoittamattoman käsittelyn (156 % lannoittamattoman käsittelyn sadosta). Muut kierrätyslannoituskäsittelyt eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi lannoittamattomasta tai väkilannoitetusta käsittelystä (taulukko 4). Merkittävin yksittäinen jyväsadon määrää selittävä tekijä oli lannoituksessa käytetyn typen määrä, joka selitti 49,2 prosenttia satomäärän vaihtelusta ( $r^2=0,492$ ,  $p<0,001$ ).

### 5.2 Jyväsadon typpipitoisuus

Kauran jyväsadon keskimääräinen typpipitoisuus oli 2,44 % kuiva-aineesta (keskiarvon keskivirhe 0,069 % k.a., vaihteluväli 2,18-2,67 % k.a.). Matokompostikäsittelyllä saavuttu typpipitoisuus oli merkitsevästi matalampi kuin väkilannoituskäsittelyllä ( $p=0,008$ ) tai Mädätysjäänös-käsittelyllä ( $p=0,017$ ), muut käsittelyt eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi väkilannoituskäsittelystä tai lannoittamattomasta käsittelystä. Lannoituskäsittelyssä lisätyn kokonaistypen määrän vaikutus sadon typpipitoisuuteen oli lineaarisen regressioanalyysin perusteella pieni, mutta juuri ja juuri merkitsevä ( $r^2=0,167$ ,  $p=0,048$ , vakiotermi 2,36, kulmakerroin 0,01).

### 5.3 Typpisato

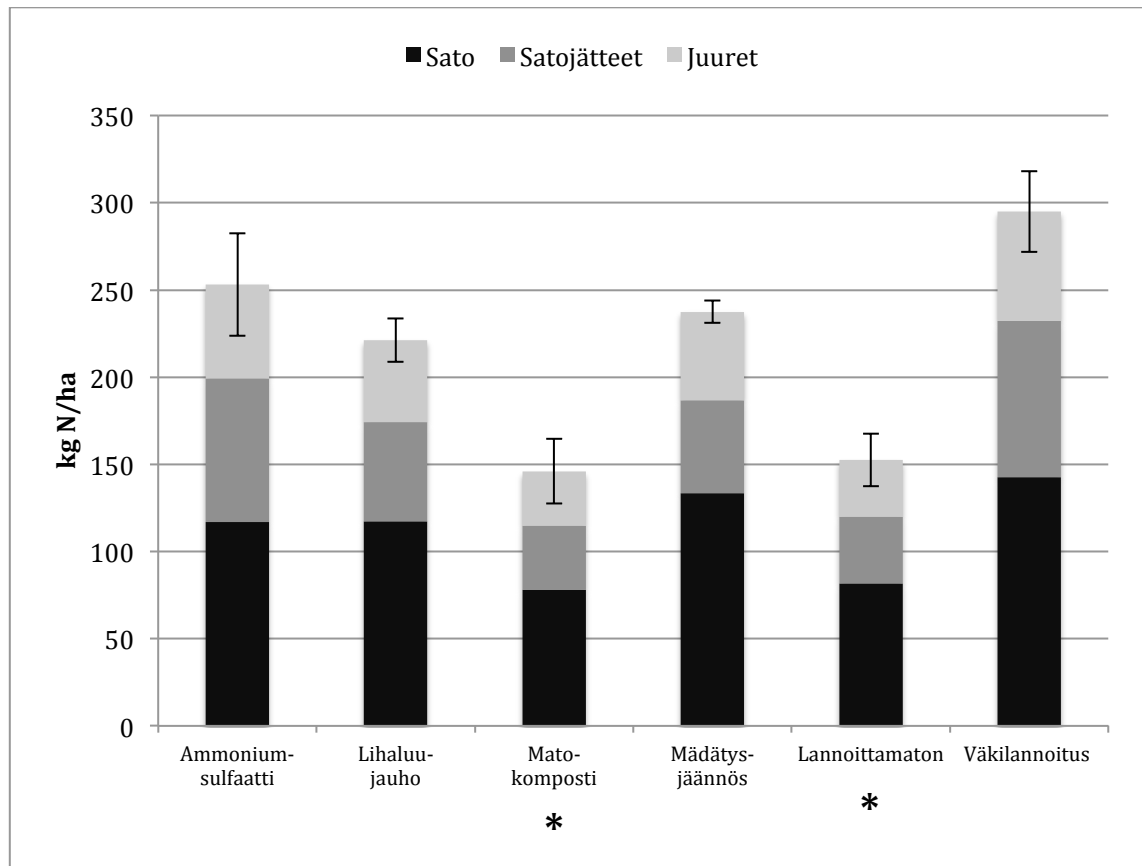
Jyväsadon sisältämän typen määrä vaihteli eri käsittelyillä välillä 78-143 kg N /ha (taulukko 4). Mädätysjäänös-käsittelyssä typpisadon määrä oli merkitsevästi suurempi kuin Matokomposti-käsittelyssä ja lannoittamattomassa käsittelyssä. Lannoituksessa lisätty typpi selitti 53,4 prosenttia typpisadon vaihtelusta ( $r^2=0,534$ ,  $p<0,0001$ ).

Taulukko 4. Kauran sato 14 % kosteuteen korjattuna kiloina hehtaaria kohden, sadon keskiarvon keskivirhe, jyväsadon typpipitoisuus prosentteina kuiva-aineesta, typpipitoisuuden keskiarvon keskivirhe, typpisadon määrä kiloina hehtaaria kohden, ja typpisadon keskiarvon keskivirhe eri lannoituskäsittelyillä. Tähdellä merkityt arvot eroavat tilastollisesti merkitsevästi väkilannoitetusta käsittelystä (Tukey's HSD,  $p<0.05$ ).

Käsittely	Jyväsato, kg/ha		Typpipitoisuus, % k.a.		Typpisato, kg/ha	
	k.a.	k.virhe	k.a.	k.virhe	k.a.	k.virhe
Lannoittamaton	3886*	435	2,46	0,053	81,6*	8,0
Matokomposti	4069*	853	2,25*	0,052	78,1*	15,3
Lihaluujuuho	5550	282	2,45	0,051	117,2	7,3
Ammoniumsulfaatti	5628	627	2,40	0,061	116,8	14,6
Mädätysjäänös	6055	204	2,56	0,054	133,3	7,0
Väkilannoitus	6549	211	2,53	0,038	142,8	6,1

### 5.4 Kaurakasvuston sisältämä typpi

Koko kaurakasvuston sisältämän typen määrä oli kokeessa keskimäärin 216 kg N/ha (keskiarvon keskivirhe 64, vaihteluväli 121-361 kg N/ha). Kaikilla käsittelyillä noin puolet kokonaistypestä oli jyväsadossa ja puolet vegetatiivisissa kasvinosissa: jyväsadon osuus kokonaistypestä oli 46,2-56,1 %. Kasvuston kokonaistypen määrä oli suurin väkilannoitetussa käsittelyssä (295 kg N/ha, keskiarvon keskivirhe 23) ja pienin matokompostilla lannoitetussa käsittelyssä (146 kg N/ha, keskiarvon keskivirhe 19). Mädätysjäänös- ja Ammoniumsulfaattikäsittelyiden kasvuston typen määrä oli merkitsevästi suurempi kuin lannoittamattomassa käsittelyssä ja Matokomposti-käsittelyssä. Kasvuston sisältämän typen määrä ja jakautuminen eri kasvinosiin on esitetty kuvassa 4. Lannoituksessa lisätyn typen määrä selitti hyvin koko kaurakasvuston sisältämän typen määrän vaihtelua ( $r^2=0,587$ ,  $p<0,0001$ ).



Kuva 4. Eri käsittelyiden jyväsadon, maanpäällisen vegetatiivisen biomassan (satojätteiden), ja juuribiomassan sisältämän typen määrä kiloina hehtaaria kohden, sekä kasvuston kokonaistypen keskiarvon keskivirhe. Tähdellä merkityt käsittelyt eroavat tilastollisesti merkitsevästi Väkilannoitus-käsittelystä (Tukey's HSD,  $p < 0.05$ ).

### 5.5 Typen peltotase

Eri käsittelyiden typen peltotaseet vaihtelivat välillä -73 ja +7 kg N/ha/a (taulukko 4). Ammoniumsulfaatti-käsittelyä lukuun ottamatta kaikkien käsittelyiden taseet olivat negatiivisia, ja sen peltotase oli merkitsevästi suurempi kuin lannoittamattomalla käsittelyllä, Lihaluujauho-käsittelyllä ja Matokomposti-käsittelyllä. Typpitase nousi typpilannoituksen määrän lisääntyessä keskimäärin 0,45 kg N/ha/a lisättyä typpikiloa kohden, ja typpilannoituksen kokonaismäärä selitti 47,2 prosenttia typpitaseen vaihtelusta ( $r^2=0,472$ ,  $p < 0,0001$ ). Tuloksista koostetut ainevirtamallit eri käsittelyille on esitetty liitteessä 1.

Taulukko 4. Typen ainevirrat (kg N/ha/a) eri käsittelyissä, typen peltotase (kg N/ha/a) ja korjatun sadon sisältämä typen suhde lannoituksen sisältämään typpeen. Eri kirjaimella merkityt arvot eroavat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (Tukey's HSD,  $p < 0.05$ ).

Typpivirta	Käsittely					Väki-lannoitus
	Ammonium-sulfaatti	Lihaluu-jauho	Mato-komposti	Mädätys-jäännös	Lannoittamaton	
Lannoitus	120	68	29	130	0	120
Laskeuma	5	5	5	5	5	5
Kylvösiemen	5	5	5	5	5	5
Virrat sisään yhteensä	130	77	39	140	10	130
Jyvästo	117	117	78	133	82	143
Kaasumaiset päästöt	6	19	9	37	1	6
Virrat ulos yhteensä	123	137	87	170	83	148
Typen peltotase	7	-59	-48	-30	-73*	-18
Typen peltotase ilman kaasumaisia päästöjä (OECD 2001)	13	-40	-39	7	-72	-13
Typpisato / typpilannoitus	0,97	1,74	2,67*	1,02	-	1,19

## 6 TULOSTEN TARKASTELU

### 6.1 Jyväsadon määrä

Tutkimuksessa mitatut sadot olivat linjassa virallisissa lajikekokeissa (Laine ym. 2016) saatujen satotulosten kanssa. Kierrätyslannoituskäsittelyillä, joissa käytetty typpilannoitusmäärä oli yhtä suuri tai suurempi kuin väkilannoitekäsittelyssä, sadon määrässä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja verrattuna väkilannoitekäsittelyyn. Tutkimuksessa saavutettiin huomattavan suuri sato jopa lannoittamattomalla käsittelyllä. Tämä viittaa siihen, että koekentän maaperästä on todennäköisesti kasvukauden aikana mineralisoitunut huomattava määrä typpeä kauran käytettäväksi.

Chien ym. (2008) havaitsivat, että ammoniumsulfaatin typpilannoitusvaikutus on yhtä suuri kuin ammoniumnitraatilla tai urealla lannoitettaessa, mikä tukee tässä tutkimuksessa saatuja tuloksia ammoniumsulfaatin käytön vaikutuksesta sadon

määrään. Kokeessa ammoniumsulfaatti levitettiin liuoksena pintaan, kun taas väkilannoitetyppi sijoitettiin kylvölannoittimella. Tämä on todennäköisesti nostanut typen haihtumisen määrää verrattuna sijoitettuun lannoitukseen (Terman ja Hunt 1964) ja heikentänyt ammoniumsulfaatin lannoitusvaikutusta suhteessa väkilannoitteeseen.

Lihaluujauhon sisältämän typen katsotaan yleensä olevan suuresta orgaanisen typen osuudesta huolimatta kevätiljoilla käytettäessä typpilannoitusvaikutukseltaan väkilannoitetypen veroista (Salomonsson ym. 1994, Jeng ym. 2006, Chen ym. 2011) tai hieman heikompaa (Jeng ym. 2004). Jengin ym. (2004) tutkimuksessakin typpilannoitusvaikutuksen todettiin olevan 80 % väkilannoitetypen vaikutuksesta tai korkeampi. Vaikka väkilannoitetussa käsittelyssä kokonaistyyppiä lisättiin lähes kaksi kertaa enemmän kuin lihaluujauho-käsittelyssä, ero sadon määrissä käsitteilyiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevä, mikä viittaa voimakkaaseen typen mineralisoitumiseen maaperän orgaanisen typen varastoista kasvukauden aikana.

Merkitsevä ero matokomposti-käsittelyn ja väkilannoitetun käsittelyn välillä ei selity pelkästään lannoituksessa lisätyn kokonaistypen määrällä. Huolimatta 30 kg N / ha typpilannoituksesta matokomposti-käsittelyn ei eronnut merkitsevästi lannoittamattomasta käsittelystä sadon määrässä. Tässä tutkimuksessa käytetty matokompostin määrä oli huomattavasti pienempi kuin useissa muissa tutkimuksissa (Sheoran ja Raha 2004, Roberts ym. 2007). Vaikka käyttömäärät olivat 10-30 t/ha, matokompostikäsittelyllä saavutettu sato jäi väkilannoitettua pienemmäksi syysvehnää (Roberts ym. 2007) ja durraa (Sheoran ja Raha 2004) viljeltäessä. Tämän tutkimuksen tulokset matokompostin vaikutuksesta jyväsadon määrään tukevat siis aiempia tuloksia aiheesta. Matokompostin matalaan typpilannoitusvaikutukseen vaikuttaa luultavasti tuotteen melko korkea hiili-typpi-suhde (Roberts ym. 2007), mikä vähentää typen käyttökelpoisuutta kasveille.

Mädätysjäännös-käsittelyn satotulokset tukevat aiempaa tutkimusta, jonka mukaan mädätysjäännöksen sisältämä typpi ei ole kokonaisuudessaan aivan väkilannoitetypen veroista lannoitusvaikutukseltaan (Terhoeven-Urselmans ym. 2009), etenkin pintalevitettynä (Svensson ym. 2004) lietteen multaamisen sijaan.

Svenssonin ym. (2004) tutkimuksessa myöhäisen levitysjankohdan ja multaamatta jättämisen arveltiin lisäävän ammoniumtypen haihtumista ammoniakkinä, mikä voisi selittää eroja väkilannoitetypen ja mädätysjäännöksen sisältämän typen lannoitusvaikutuksissa. Svensson ym. (2004) totesivat myös lietteen vähäisen fosforipitoisuuden todennäköisesti rajoittavan sadon määrää, mikä tässä tutkimuksessa tuskin vaikutti satotasoon maan hyvästä fosforitilasta johtuen.

## 6.2 Jyväsadon typpipitoisuus ja typpisato

Kauran jyväsadon typpipitoisuudet olivat kaikilla käsittelyillä hieman virallisissa lajikekokeissa saavutettuja pitoisuuksia korkeampia (Laine ym. 2016). Koska kasvin käytettävissä olevan typen määrä tyypillisesti nostaa jyväsadon typpipitoisuutta, (Gauer ym. 1992, Terman ym. 1969), ja tutkimuksessa havaitut typpipitoisuudet olivat korkeita jopa täysin ilman lannoitusta, voidaan olettaa, että edellä jyväsadon määrän tarkastelussa arvioitu typen mineralisaatio maaperästä on vaikuttanut myös jyväsadon typpipitoisuuteen. Jyväsadon typpipitoisuuteen vaikuttaa huomattavasti käyttökelpoisen typen saatavuus viljan tähkälle tulon jälkeen (Wuest ja Cassman 1992), mikä tässä tutkimuksessa viittaa kasveille käyttökelpoisen typen mineralisoitumiseen joko maaperästä tai orgaanisista lannoitteista kasvukauden aikana.

Runsas mineralisaatio saattaa myös selittää lannoituksessa lisätyn typpimäärän suhteellisen vähäistä vaikutusta sadon typpipitoisuuteen: tyypillisesti viljoilla lisätyn typen määrän korrelaatio jyväsadon typpipitoisuuteen on huomattavasti voimakkaampi (Gauer ym. 1992, Terman ym. 1969). Vaikka runsaan sademäärän on havaittu laskevan kauran jyväsadon typpipitoisuutta (Ingver ym. 2010, Peterson 2011), tutkimuksessa poikkeuksellisen sateiset loppukesä ja syksy eivät näkyneet matalana typpipitoisuutena.

Melko samansuuruisista typpipitoisuuksista johtuen eri käsittelyillä saadut typpisadot olivat pääosin linjassa jyväsatojen määrien kanssa. Poikkeuksen tästä muodosti Matokomposti-käsittely, jonka typpipitoisuus oli selkeästi muita lannoitettuja käsittelyjä alhaisempi.

### 6.3 Kaurakasvuston sisältämä typpi

Kaikilla käsittelyillä noin puolet kauran sisältämästä typestä oli jyväsadossa ja puolet maanpäällisessä vegetatiivisessa biomassassa ja juurissa. Vastaavansuuruinen suhde on havaittu useissa tutkimuksissa (Hansson ym. 1987, Pietola ja Alakukku 2005, Peltonen-Sainio ym. 2008). Myös lannoituksessa lisätyn typen määrän biomassan kokonaistyypeä kohottava vaikutus on todennettu useasti (mm. Hansson ym. 1987).

Jyväsadon sisältämän typen osuudessa kasvuston kokonaistypestä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja käsittelyiden välillä. Typpilannoituksen lisäyksen on aikaisemmassa tutkimuksessa havaittu laskevan jyväsadon ja vegetatiivisen biomassan sisältämän typen (Rattunde ja Frey 1986, Hansson ym. 1987) suhdetta: vastaavaa vaikutusta ei kuitenkaan havaittu tässä tutkimuksessa eri kierrätyslannoituskäsittelyiden typpilannoituksen määrän eroista huolimatta. Olisikin mielenkiintoinen jatkotutkimusaihe, voivatko orgaanisessa muodossa annetut ravinteet nostaa kauran satoindeksiä esimerkiksi voimistuneen mikrobiaktiivisuuden tai hitaamman typen vapautumisrytmin seurauksena, vai johtuuko tässä tutkimuksessa havaittu tulos vain normaalista vaihtelusta.

### 6.4 Typen peltotase

Ammoniumsulfaatti-käsittelyä lukuun ottamatta kaikkien käsittelyiden typpitaseet olivat negatiivisia, eli ne kuluttivat maaperän typpivarastoja tarkasteluvuoden aikana. Positiivinen typpitase ei suoranaisesti kuvaa todellisen huuhtouman määrää (Öborn ym. 2003), vaan ennemminkin potentiaalista huuhtoutumaa pitkällä aikavälillä jos huuhtouman hallitsemiseen tarvittavia viljelytoimia ei käytetä (Halberg 1999, Salo ja Turtola 2006). Negatiivinen typpitase ennustaa kuitenkin melko luotettavasti vähäistä typen huuhtoutumisriskiä, etenkin jos typpitase lasketaan koko kierron ajalta yksittäisen vuoden sijaan (Salo ja Turtola 2006). Toisaalta selkeästi negatiivinen tase vähentää typen varantoja sekä orgaanisen aineen määrää maaperässä, mikä ei pitkällä aikavälillä ole kestävää pellon kasvukunnon kannalta (Korsaeth 2012).



Tässä tutkimuksessa havaittu typpitaseen kasvu typpilannoituksen määrän noustessa on todettu myös useissa aikaisemmissa tutkimuksissa (Salo ja Turtola 2006, Valkama ym. 2013). Havaitut typen peltotaseet olivat kuitenkin alhaisia verrattuna moniin aikaisempiin tutkimuksiin. Salon ja Turtolan (2006) monivuotisessa tutkimuksessa väkilannoitetulla savimaalla typpitaseet vaihtelivat välillä -44-145 kg N/ha/a ja lietelannalla ja väkilannoitteella lannoitetulla hietamaalla -63-417 kg N/ha/a. Salon ja Turtolan (2006) tutkimuksessa typpitasetta nostivat toisaalta runsaasti lannoitettujen nurmien sisällyttäminen viljelykiertoon sekä käytetty oletus siitä, että hietamailla lietelannan sisältämän typen haihduntaa ammoniakkina ei lietelannan multauksesta johtuen tapahtunut. Korsathin (2012) tutkimuksessa tavanomaisesti ja luomumenetelmin viljeltyjen käsittelyiden typpitaseet vaihtelivat välillä -32-20 kg N/ha/a, mutta taselaskelmassa oltiin huomioitu myös koe-ruuduilta huuhtoutunut typpi, mikä laski typpitaseita eri käsittelyillä 20-44 kg N/ha/a. Ilman typen huuhtouman laskemista mukaan kaikki typpitaseet olisivat tutkimuksessa olleet joko lähellä nollaa tai positiivisia. Valkaman ym. (2013) meta-analyysissä 51 suomalaisesta väkilannoitetyypellä lannoitetusta kokeesta lannoittamattoman kontrollin typpitase oli keskimäärin -36 kg N/ha/a (vaihtelu eri kokeissa oli -55 ja -19 kg N/ha/a välillä), ja kauran lannoituskokeissa (n=10) typpitase oli yli 100 kg N/ha lannoitetuilla käsittelyillä poikkeuksetta positiivinen. Valkama ym. (2013) tosin laskivat typpitaseen vain lisätyn lannoitetyypen ja sadon mukana poistetun typen erotuksena, jolloin mm. typen kaasumaisten päästöjen (laskevaa) vaikutusta taseeseen ei huomioida. Taulukossa 4 esitetyt OECD:n (2001) suosittelemalla laskutavalla lasketut taseet ovat suoraan vertailukelpoisia Valkaman ym. (2013) tulosten kanssa. Tälläkin tavalla laskettuna tässä tutkimuksessa havaitut taseet ovat selkeästi Valkaman ym. (2013) meta-analyysin tuloksia alhaisempia.

Tässä tutkimuksessa typen kaasumaisten päästöjen määrä arvioitiin IPCC:n arviointitapaan ja kansallisiin päästökertoimiin perustuvien Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitoksen kaavoilla (Pulkkinen ym. 2012), joissa yksivuotisten kasvien dityppioksidityypen päästöt mineraalimailta lasketaan lannoituksessa käytetyn kokonaistyyppimäärän perusteella. Näin ollen päästöt kustakin käsittelystä ovat suoraan suhteessa typpilannoituksen määrään. Tämä laskutapa on linjassa lukui-

sisä tutkimuksissa havaittujen  $\text{N}_2\text{O}$ -tyypin päästöjen kanssa: esimerkiksi Bouwmanin (1996) tutkimuksessa 43 eri sijainnista koostetun datan  $\text{N}_2\text{O}$ -tyypin päästöt vaihtelivat välillä 0-8 % lannoituksen kokonaistyyppimäärästä, mikä vastaa tässä tutkimuksessa laskettuja päästöjä. Laskukaavalla määritetyt  $\text{N}_2\text{O}$ -tyypin päästöt ovat myös samoissa suhteissa toisiinsa kuin tutkimuksen koeruuduilta lannoitus-käsittelyjen jälkeen kammiomittausmenetelmällä mitatut dityppioksidipäästöt (julkaisematon aineisto, Jure Zrim ym.).

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitoksen kaavoissa (Pulkkinen ym. 2012) ammoniakkinä ja typen oksideina haihtuva osuus typpilannoituksesta lasketaan prosenttiosuutena lannoituksessa lisätyn typen määrästä (väkilannoitteilla 1,5 % ja orgaanisilla lannoitteilla 25 % lannoituksen kokonaistypestä). Näin ollen orgaanisista lannoitevalmisteista haihtuvan  $\text{NH}_3$ - ja  $\text{NO}_x$ -tyypin määrä lasketaan 16,7-kertaiseksi verrattuna väkilannoitetypestä haihtuvaan osuuteen. Tämä näkyy tämän tutkimuksen ainevirtamalleissa suhteellisen merkittävänä virtoina orgaanisissa käsittelyissä, joissa lisätyn kokonaistypen määrä on ollut suuri (Liite 1, kuvat 1 ja 4). Kuvassa vertailtujen mädätysjäännös- ja ammoniumsulfaatti-käsittelyiden typpilannoituksen määrä on ollut lähes samaa kokoluokkaa, mutta laskennallinen ammoniakki- ja typen oksidipäästö on mädätysjäännöksellä huomattavasti suurempi, mikä vaikuttaa suoraan myös typen peltotaseeseen. Ero käsittelyiden peltotaseissa on merkittävässä määrin seurausta typen kaasumaisten päästöjen laskennallisista eroista.

Orgaanisten lannoitusvalmisteiden käsittely yhtenäisenä ryhmänä ammoniakin ja typen oksidien päästöjen osalta on yksinkertaistettu lähestymistapa ja sikäli ongelmallista, että aiemmissa tutkimuksissa on havaittu suuria eroja näiden päästöjen määrissä eri orgaanisilla lannoitevalmisteilla (Akiyama ym. 2004) sekä eri leviytystapojen välillä (Bouwman ym. 2002, Huijsmans ym. 2003). Myös maaperän olosuhteet, esimerkiksi happamuus (Šimek ja Cooper 2002), vaikuttavat kaasumaisten päästöjen määrään: esimerkiksi korkea pH lisää nitraattityypen muuttumista ammoniummuotoon ja tämän myötä myös typen haihdunnan riskiä (Šimek ja Cooper 2002), mikä voi lisätä typen haihduntaa pääosin nitraattityppeä sisältävistä väkilannoitteista. Pulkkisen ym. (2012) laskukaava saattaa yliarvioida väkilannoit-

teiden ja orgaanisten lannoitteiden välistä eroa ammoniakin ja typen oksidien päästöissä: esimerkiksi Bouwmanin ym. (2002) yli 1900 mittaukseen perustuvassa katsausartikkelissa mineraalilannoitteiden sisältämästä tyypestä ammoniakkina haihtui keskimäärin 14 %, kun lannan vastaava luku oli 23 %.

Tutkimuksen koeruuduilta kammiomittausmenetelmällä tehdyissä kaasunvaihtomittauksissa ammoniakin ja typen oksidien päästöt olivat kaikilla käsittelyillä hyvin pienet (julkaisematon aineisto, Jure Zrim ym.), eikä käsittelyiden välillä ollut tilastollisesti merkitseviä eroja. Tähän lienee vaikuttanut se, että mittaukset toteutettiin vasta 17-19 vuorokautta lannoitteiden levityksen jälkeen, kun merkittävin osa typen haihtumisesta ammoniakkina tapahtuu tyypillisesti välittömästi levityksen jälkeen (Sommer ja Hutchings 2001).

Tämän tutkimuksen selkeästi negatiiviset typpitaseet olivat pääosin seurausta typpilannoituksen määrään suhteutettuna melko korkeista satotasoista ja sadon typpipitoisuuksista, myös lannoittamattomalla käsittelyllä. Lannoitusmääriin verrattuna korkeat sato- ja typpisatotasot viittaavat korkeaan typen mineralisaatioon peltomaasta. Todennäköisesti negatiivisten typpitaseiden myötä kokeen tulevana vuosina mineralisaation määrä kääntyy laskuun helposti mineralisoituvan typen osuuden vähentyessä peltomaassa. Lisäksi eroihin mineraali- ja orgaanisilla lannoitteilla lannoitettujen käsittelyiden taseissa vaikutti orgaanisesti lannoitetuilla käsittelyillä melko korkeaksi arvioitu ammoniakkina haihtuvan typen osuus. Jos tätä osuutta on yliarvioitu suhteessa mineraalilannoitteista haihtuvaan ammoniakityyppiin, tämän tutkimuksen tulokset antavat orgaanisesti lannoitetuille käsittelyille todellista matalampia typpitaseita verrattuna mineraalilannoitukseen, minkä vaikutus korostuu etenkin suurilla typpilannoitusmäärillä.

## 7 JOHTOPÄÄTOKSET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten erilaisista lähteistä peräisin olevat kierrätyslannoitteet ja niiden erilaiset käyttömäärät vaikuttavat typen ainevirtoihin ja typen peltotaseeseen kauran viljelyssä. Osana tutkimusta tuotettiin mallit typen ainevirroista eri lailla kierrätyslannoitettujen kaurakasvustojen viljelyssä.

Typen ainevirrat maa-kasvustosysteemissä ja siitä ulos eivät riipu pelkästään käytetyn lannoitetyypin määrästä, vaan vaihtelevat erityyppisten lannoitteiden välillä. Eroja on paitsi kierrätettyjen ja neitseellisten ravinnelähteiden välillä, myös eri kierrätyslannoitteiden kesken. Jatkotutkimuksessa tulisikin keskittyä tarkemmin havainnoimaan lannoitteiden sisältämien eri typen fraktioiden ja esimerkiksi hiili-typin suhteen vaikutusta ainevirtojen käyttäytymiseen.

Typen peltotaseeseen vaikuttaa lannoituksessa lisätyn typen määrä, mutta myös eri lannoitevalmisteiden typen käyttökelpoisuus satokasville kasvukauden aikana. Tämän tutkimuksen perusteella kierrätyslannoitus ei kuitenkaan nosta typen peltotasetta verrattuna väkilannoitukseen. Olisi silti oleellista selvittää, varastoituuko eri kierrätyslannoitteilla taseen mahdollinen ylijäämätyppi orgaanisessa muodossa maaperään, vai onko se altista huuhtoutumiselle. Typen kaasumaisten päästöjen määrä on tässä tutkimuksessa käytettyjen laskukaavojen mukaan orgaanisesti lannoitetuilla käsittelyillä huomattavasti mineraalilannoitettuja käsittelyitä suurempi. Voi olla, että tutkimuksessa käytetty laskukaava yliarvioi eroa mineraalilannoitteista ja orgaanisista lannoitteista haihtuvan ammoniakkin määrässä, mikä vaikuttaa tässä tutkimuksessa käytetyllä laskutavalla suoraan myös typen peltotaseeseen.

Typen peltotaseet olivat kaikilla käsittelyillä melko matalia verrattuna aiemmassa tutkimuksessa havaittuihin taseisiin. Tähän vaikuttaa kussakin tutkimuksessa käytetty laskentatapa peltotaseelle, mutta merkittävin vaikutus oli suhteessa typpi-lannoituksen määrään verrattain korkeilla typpisadoilla. Tämä indikoi, että kasvukauden aikainen typen mineralisaatio peltomaasta on ollut erittäin merkittävää.

Oletettu voimakas mineralisoituminen rajoittaa tämän tutkimuksen tulosten yleistettävyyden vastaaviin, suuren typen mineralisointipotentiaalin omaaviin maaperiin.

## **8 KIITOKSET**

Haluaisin kiittää kaikkia HYKERRYIS-hankkeessa osallisina olleita toimijoita ja ihmisiä, eritoten Euroopan maaseudun kehittämisen maatalousrahastoa hankkeen rahoittamisesta ja hankekumppaneita Agrimedia Oy:tä, Ecolan Oy:tä, Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY:tä, Soilfood Oy:tä ja Tuhala Bio Oü:ta hedelmällisestä yhteistyöstä hankkeen parissa. Kiitos myös Helsingin yliopiston maataloustieteiden osaston hankkeessa työskennelleelle henkilökunnalle ja agroekologian työhuoneen porukalle: erityiskiitos työn ohjaajalle ja esimiehelleni agroekologian professori Juha Heleniukselle, sekä työtä hänen kanssaan ohjanneelle Tuure Parviaiselle. Lopuksi haluaisin vielä kiittää vaimoani Ainoa tuesta ja kannustuksesta tutkielman kirjoittamisen aikana.

## 9 LÄHTEET

- Aarts, H. F. M., Biewinga E. E. ja Van Keulen, H. 1992. Dairy farm management based on efficient nutrient management. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 40: 285-299.
- Akiyama, H., McTaggart, I. P., Ball, B. C. ja Scott, A. 2004. N<sub>2</sub>O, NO, and NH<sub>3</sub> emissions from soil after the application of organic fertilizers, urea and water. *Water, air, and soil pollution* 156: 113-129.
- Antikainen, R., Lemola, R., Nousiainen, J.I., Sokka, L., Esala, M., Huhtanen, P., ja Rekolainen, S. 2005. Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 287-305.
- Bengtsson, H., Watson, C. A., Jonsson, S. ja Öborn, I. 2016. Quantifying annual variations in field scale element flows and balances is essential for sustainable nutrient management in farming systems. *Biological Agriculture & Horticulture* 32: 110-126.
- Berendse, F., Aerts, R. ja Bobbink, R. 1993. Atmospheric nitrogen deposition and its impact on terrestrial ecosystems. *Landscape ecology of a stressed environment*: 104-121.
- Bot, A. ja Benites, J. 2005. The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production. Rome, Italy. FAO. 80 s.
- Bouwman, A. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53-70.
- Bouwman, A., Boumans, L. ja Batjes, N. 2002. Estimation of global NH<sub>3</sub> volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles* 16: 8-1-8-14.

- Brady, N. C., ja Weil, R. R. 2008. The nature and properties of soils. 14. painos. New Jersey, USA. Prentice Hall.
- Bresson, L.M., Koch, C., Le Bissonnais, Y., Barriuso, E. ja Lecomte, V. 2001. Soil Surface Structure Stabilization by Municipal Waste Compost Application. Soil Science Society of America Journal 65: 1804.
- Burns, R. C. ja Hardy, W. F. 1975. Nitrogen fixation in bacteria and higher plants. New York, USA. Springer-Verlag.
- Cabrera, M., Kissel, D. ja Vigil, M. 2005. Nitrogen mineralization from organic residues. Journal of environmental quality 34: 75-79.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. ja Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8: 559-568.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E. ja Hobbie, S. E. 2000. Consequences of changing biodiversity. Nature 405: 234.
- Chen, L., Kivelä, J., Helenius, J. ja Kangas, A. 2011. Meat bone meal as fertilizer for barley and oat. Agricultural and Food Science 20: 235-244.
- Chien, S. H., Gearhart, M. M. ja Collamer, D. J. 2008. The effect of different ammonical nitrogen sources on soil acidification. Soil Science 173: 544-551.
- Cordell, D., Drangert, J. ja White, S. 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. Global Environmental Change 19: 292-305.
- Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. Journal of environmental quality 27: 261-266.

- Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A. ja Brohede, L. 2012. Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management* 28: 283-291.
- Di, H. ja Cameron, K. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64: 237-256.
- Doran, J. ja Smith, M. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. *Soil fertility and organic matter as critical components of production systems* : 53-72.
- Encyclopædia Britannica. 2016. Industrial ecology. [www.britannica.com/topic/industrial-ecology](http://www.britannica.com/topic/industrial-ecology). Päivitetty 24.5.2016. Ladattu 10.8.2017.
- Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z. ja Winiwarter, W. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1: 636.
- Evans, J., McNeill, A. M., Unkovich, M. J., Fittell, N. A. ja Heenan, D. P. 2001. Net nitrogen balances for cool-season grain legume crops and contributions to wheat nitrogen uptake: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41: 347-359.
- Frosch, R.A. ja Gallopoulos, N.E. 1989. Strategies for Manufacturing. *Scientific American* 261: 144.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P. ja Sutton, M. A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320: 889-892.



- Gauer, L., Grant, C., Bailey, L. ja Gehl, D. 1992. Effects of nitrogen fertilization on grain protein content, nitrogen uptake, and nitrogen use efficiency of six spring wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars, in relation to estimated moisture supply. Canadian Journal of Plant Science 72: 235-241.
- Glass, A. 1995. Nitrogen absorption in higher plants. Nitrogen nutrition in higher plants. : 21-55.
- Graedel, T.E. 1996. On the concept of industrial ecology. Annual Review of Energy & the Environment 21: 69-98.
- Granstedt, A., Schneider, T., Seuri, P. ja Thomsson, O. 2008. Ecological recycling agriculture to reduce nutrient pollution to the Baltic Sea. Biological agriculture & horticulture 26: 279-307.
- Halberg, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. Agriculture, Ecosystems & Environment, 30, 17-76.
- Hansson, A., Pettersson, R. ja Paustian, K. 1987. Shoot and root production and nitrogen uptake in barley, with and without nitrogen fertilization. Journal of Agronomy and Crop Science 158: 163-171.
- Haynes, R.J. 1990. Active ion uptake and maintenance of cation-anion balance: A critical examination of their role in regulating rhizosphere pH. Plant Soil 126: 247-264.
- Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V. ja Regina, K. 2013. Declining trend in carbon in Finnish cropland soils in 1974-2009. Global Change Biology 19: 1456-1469.
- Hudson, B. D. 1994. Soil organic matter and available water capacity. Journal of Soil and Water Conservation 49: 189-194.

- Huijsmans, J., Hol, J. ja Vermeulen, G. 2003. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmospheric Environment* 37: 3669-3680.
- Ingver, A., Tamm, I., Tamm, Ü., Kangor, T. ja Koppel, R. 2010. The characteristics of spring cereals in changing weather in Estonia. *Agronomy Research* 8: 553-562.
- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Japan. IGES. [www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html). Ladattu 14.9.2018.
- IPCC. 2014. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, NY. Cambridge University Press.
- IPES-Food. 2016. From uniformity to diversity: a paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems. Bryssel, Belgia. International Panel of Experts on Sustainable Food systems.
- Jeng, A., Haraldsen, T. K., Vagstad, N. ja Gronlund, A. 2004. Meat and bone meal as nitrogen fertilizer to cereals in Norway. *Agricultural and Food Science* 13: 268-275.
- Jeng, A. S., Haraldsen, T. K., Gronlund, A. ja Pedersen, P. A. 2006. Meat and bone meal as nitrogen and phosphorus fertilizer to cereals and rye grass. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 76: 183-191.
- Kim, J. ja Rees, D. C. 1994. Nitrogenase and biological nitrogen fixation. *Biochemistry* 33: 389-397.
- Korhonen, J. 2001. Four ecosystem principles for an industrial ecosystem. *Journal of Cleaner Production* 9: 253-259.

- Korsaeth, A. 2012. N, P, and K budgets and changes in selected topsoil nutrients over 10 years in a long-term experiment with conventional and organic crop rotations. *Applied and Environmental Soil Science*
- Kuusisto, E. 1997. Laskeuma. *Ympäristö* 3: 24.
- Lal, R. 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability* 7: 5875-5895.
- Laine, A., Hognäsbacka, M., Kujala, M., Niskanen, M., Jauhiainen, L. ja Nikander, H. 2016. Virallisten lajikekokeiden tulokset 2008-2015. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 3/2016.
- LaRue, T. A. ja Patterson, T. G. 1981. How much nitrogen do legumes fix. *Advances in Agronomy* 34: 2.
- Legg, J. O. ja Meisinger, J. J. 1980. Soil Nitrogen Budgets. Teoksessa: Stevenson, F. J. (toim.) *Nitrogen in Agricultural Soils*. American society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. s. 503-566.
- Lindén, B. 2008. Efterverkan av olika förfrukter: inverkan på stråsädesgrödors avkastning och kvävetillgång - en litteraturöversikt. Avdelningen för precisionsodling, Rapport 14. 66 s.
- Luostarinen, S., Logrén, J., Grönroos, J., Lehtonen, H., Pavola, T., Rankinen, K., Rintala, J., Salo, T., Ylivainio, K. ja Järvenpää, M. 2011. Lannan kestävä hyödyntäminen. MTT Raportti 21.
- Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants, 2. painos. San Diego, USA. Academic Press. 674 s.
- Meisinger, J. J. ja Randall, G. W. 1991. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. In: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profita-*

- bility. Follett, R. F., Keeney, D. R. ja RM Cruse, R. M. (toim.). Madison, Wisconsin, USA. SSSA. s. 85-124.
- Niemi, J. ja Ahlsted, J. 2014. Finnish agriculture and rural industries 2014. MTT taloustutkimus julkaisu 115A. 96 s.
- Niutanen, V. ja Korhonen, J. 2003. Industrial ecology flows of agriculture and food industry in Finland: utilizing by-products and wastes. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 10: 133-147.
- Nohrstedt, H. 1985. Nonsymbiotic nitrogen fixation in the topsoil of some forest stands in central Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 15: 715-722.
- Näsholm, T., Kielland, K. ja Ganeteg, U. 2009. Uptake of organic nitrogen by plants. *New Phytologist* 182: 31-48.
- OECD. 2001. *Environmental Indicators for Agriculture: Methods and Results*, Volume 3. Pariisi, Ranska. OECD.
- Paustian, K., Parton, W. J., ja Persson, J. 1992. Modeling Soil Organic Matter in Organic-Amended and Nitrogen-Fertilized Long-Term Plots. *Soil Science Society of America Journal* 56: 476-488.
- Peltonen-Sainio, P., Muurinen, S., Rajala, A. ja Jauhiainen, L. 2008. Variation in harvest index of modern spring barley, oat and wheat cultivars adapted to northern growing conditions. *The Journal of Agricultural Science* 146: 35-47.
- Peterson, D. M. 2011. Storage proteins. Teoksessa: Webster, F. H., Woods P. J. (toim.) *Oats chemistry and technology*, Minnesota, USA. AACC International. s. 123-142.

- Pietola, L. ja Alakukku, L. 2005. Root growth dynamics and biomass input by Nordic annual field crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 135-144.
- Pulkkinen, H., Saarinen, M., Katajajuuri, J-M., Usva, K., Krogerus, K., Perälä, P. ja Regina, K. 2012. Elintarvikkeiden ilmastovaikutusten arvioimista yhtenäistävä maatalouden päästöjen kaavakokoelma Suomen oloihin. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Vastuullinen ruokaketju – hyvinvoiva kuluttaja. Liite 2. 16 s.
- Rasa, K., Uusitalo, R. ja Joona, J. 2018. New sustainable products from the solid side streams of the chemical pulp mills. Poster presentation at European Sustainable Phosphorus Conference 11.-13.6.2018 Helsinki.
- Rattunde, H. ja Frey, K. 1986. Nitrogen Harvest Index in Oats: Its Repeatability and Association with Adaptation. *Crop Science* 26: 606-610.
- Roberts, P., Edwards-Jones, G. ja Jones, D. L. 2007. Yield responses of wheat (*Triticum aestivum*) to vermicompost applications. *Compost Science & Utilization* 15: 6-15.
- Robertson, G. P., ja Groffman, P. M. 2007. Nitrogen transformations. Teoksessa: Paul, E. A. (toim.). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. 3. painos. Oxford, Yhdistynyt kuningaskunta. Elsevier.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C. ja Schellnhuber, H. J. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472.
- Salo, T. ja Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113: 98-107.

- Salomonsson, L., Jonsson, A., Salomonsson, A.C., ja Nilsson, G. 1994. Effects of organic fertilizers and urea when applied to spring wheat. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil And Plant Science* 44: 170-178.
- Schimel, J. P. ja Bennett, J. 2004. Nitrogen mineralization: challenges of changing paradigm. *Ecology* 85: 591-602.
- Sheoran, R. S. ja Rana, D. 2005. Relative efficacy of vermicompost and farmyard manure integrated with inorganic fertilizers for sustainable productivity of forage sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench). *Acta Agronomica Hungarica* 53: 303-308.
- Šimek, M. ja Cooper, J. 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science* 53: 345-354.
- Smil, V. 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31: 126.
- Sommer, S. G. ja Hutchings, N. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction. *European Journal of Agronomy* 15: 1-15.
- Spiertz, J. ja De Vos, N. 1983. Agronomical and physiological aspects of the role of nitrogen in yield formation of cereals. *Plant and Soil* 75: 379-391.
- Stevenson, F. J. ja Cole, M. A. 1999. Cycles of soil (Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients). 2. painos. Hoboken, New Jersey, USA. John Wiley and Sons Publishers.
- Sutton, M. A., Oenema, O., Erisman, J. W., Leip, A., van Grinsven, H. ja Winiwarter, W. 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472: 159.

- Svensson, K., Odlare, M. ja Pell, M. 2004. The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste. *The Journal of Agricultural Science* 142: 461-467.
- Sylvia, D. M., Fuhrmann, J. J., Hartzel, P. G., ja Zuberer, D.A. 2005. Transformations of nitrogen. Teoksessa: Yarnell, D. (toim.). *Principles and applications of soil microbiology*. Toinen painos., Upper Saddle River, New Jersey, USA. Prentice Hall. s. 343–346.
- Terhoeven-Urselmans, T., Scheller, E., Raubuch, M., Ludwig, B. ja Joergensen, R. G. 2009. CO<sub>2</sub> evolution and N mineralization after biogas slurry application in the field and its yield effects on spring barley. *Applied Soil Ecology* 42: 297-302.
- Terman, G. L., ja Hunt, C. M. 1964. Volatilization losses of nitrogen from surface-applied fertilizers, as measured by crop response. *Soil Science Society of America Journal* 28: 667-672.
- Terman, G., Ramig, R., Dreier, A. ja Olson, R. 1969. Yield-protein relationships in wheat grain, as affected by nitrogen and water. *Agronomy Journal* 61: 755-759.
- Tisdall, J. M. ja Oades, J. 1982. Organic matter and water - stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.
- Troeh, F. R. ja Thompson, L. M. 2005. *Soils and soil fertility*. Ames, Iowa, USA. Blackwell. 498 s.
- Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H. ja Turtola, E. 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 203: 93–101.
- Valkama, E., Salo, T., Esala, M. ja Turtola, E. 2013. Nitrogen balances and yields of spring cereals as affected by nitrogen fertilization in northern conditions: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164: 1-13.

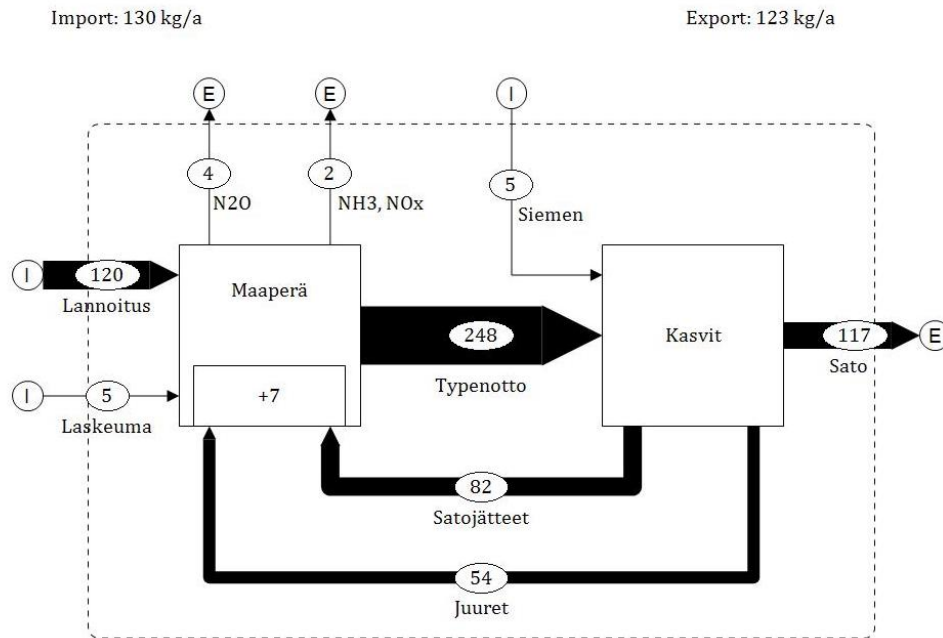
- Vaneeckhaute, C., Meers, E., Michels, E., Buysse, J. ja Tack, F. 2013. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. *Biomass and Bioenergy* 49: 239-248.
- Viljavuuspalvelu. 2018. Viljavuustilastot. [www.tuloslaari.fi/index.php?id=41](http://www.tuloslaari.fi/index.php?id=41). Laddattu 3.8.2018.
- Voutilainen, O., Wuori, O. ja Muilu, T. 2012. Eriytyvät alue- ja maatalouden rakenteet Suomessa maaseutunäkökulmasta. MTT Raportti 64.
- Vuorenmaa, J., Juntto, S. ja Leinonen, L. 2001. Sadeveden laatu ja laskeuma Suomessa 1998. Abstract: Rainwater quality and bulk deposition in Finland in 1998. *The Finnish Environment* 468.
- Watson, C., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Løes, A., Myrbeck, A., Salomon, E., Schroder, J. ja Stockdale, E. 2002. A review of farm - scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *Soil Use and Management* 18: 264-273.
- Watson, C. A. ja Stockdale, E. A. 1997. Using nutrient budgets to evaluate the sustainability of farming systems. *Newsletter of the European Network on Organic Farming* 5, October 1997. s. 16-19.
- Whitmore, A. P. 1996. Modeling the release and loss of nitrogen after vegetable crops. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 44: 73-86.
- Wuest, S. B. ja Cassman, K. G. 1992. Fertilizer-nitrogen use efficiency of irrigated wheat: I. Uptake efficiency of preplant vs. late- season application. *Agronomy Journal* 84: 682-688.



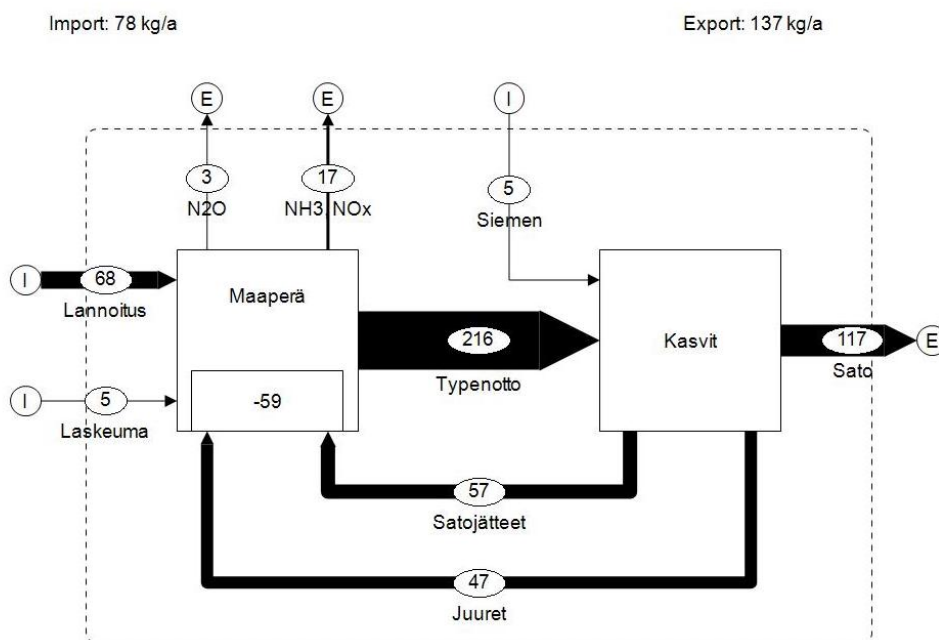
- Young, J. L. ja Aldag, R. W. 1982. Inorganic forms of N in soil. Teoksessa: Stevenson, F. J. (toim.). Nitrogen in agricultural soils. Madison, Wisconsin, USA. American Society of Agronomy. s. 229–252.
- Yara. 2018. YaraMila-lannoitteet. [www.yara.fi/lannoitus/lannoitteet/yaramila/](http://www.yara.fi/lannoitus/lannoitteet/yaramila/).  
Ladattu 8.12.2018.
- Zhang, F., Kang, S., Zhang, J., Zhang, R. ja Li, F. 2004. Nitrogen fertilization on uptake of soil inorganic phosphorus fractions in the wheat root zone. Soil Science Society of America Journal 68: 1890-1895.
- Öborn, I., Edwards, A., Witter, E., Oenema, O., Ivarsson, K., Withers, P., Nilsson, S. ja Stinzing, A. R. 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. European Journal of Agronomy 20: 211-225.

## 9 LIITTEET

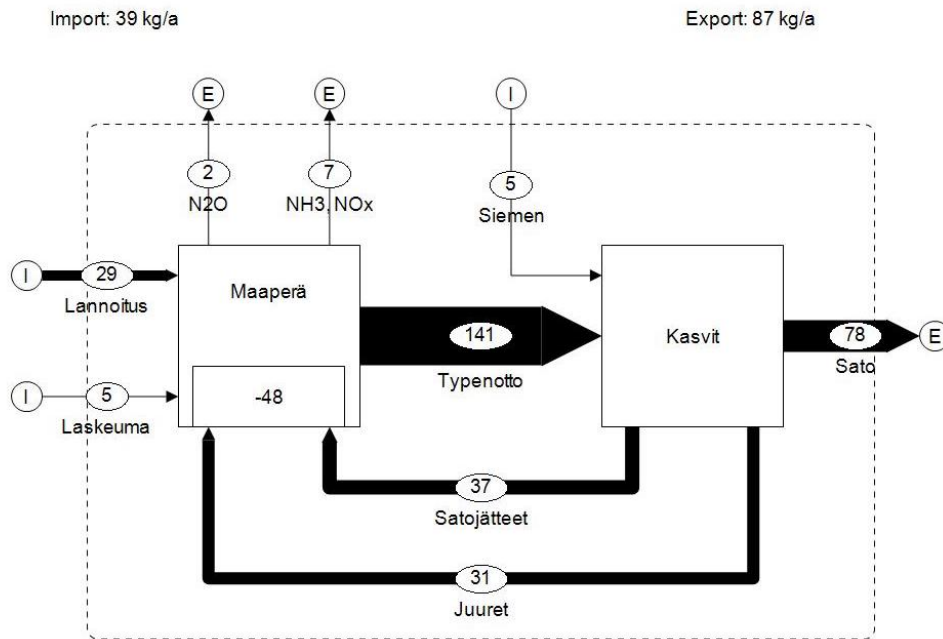
### Liite 1. Typen ainevirrat eri lannoituskäsittelyillä



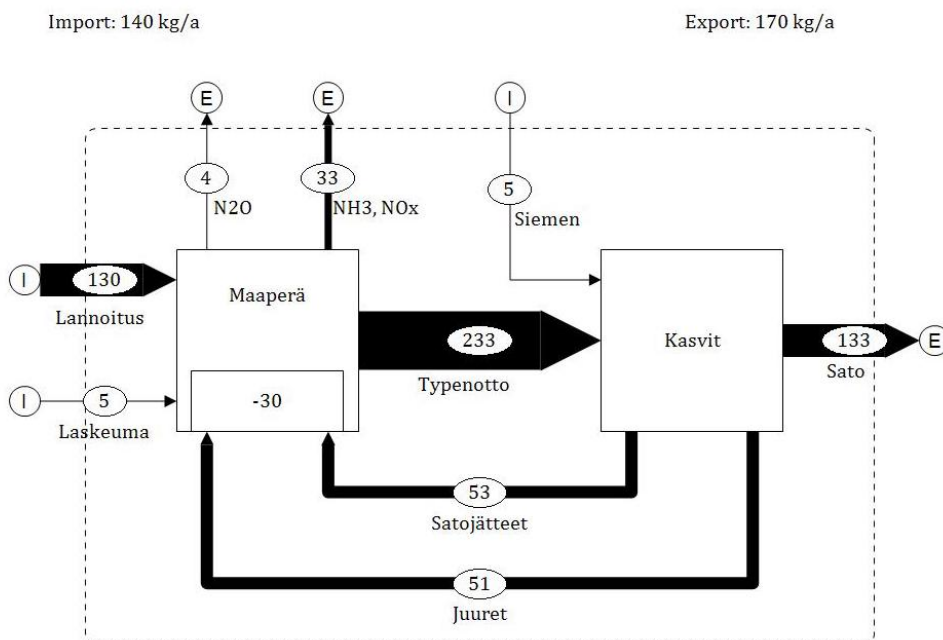
Kuva 1. Typen ainevirrat ja peltotase (kg N/ha/a) ammoniumsulfaatti-käsittelyssä.



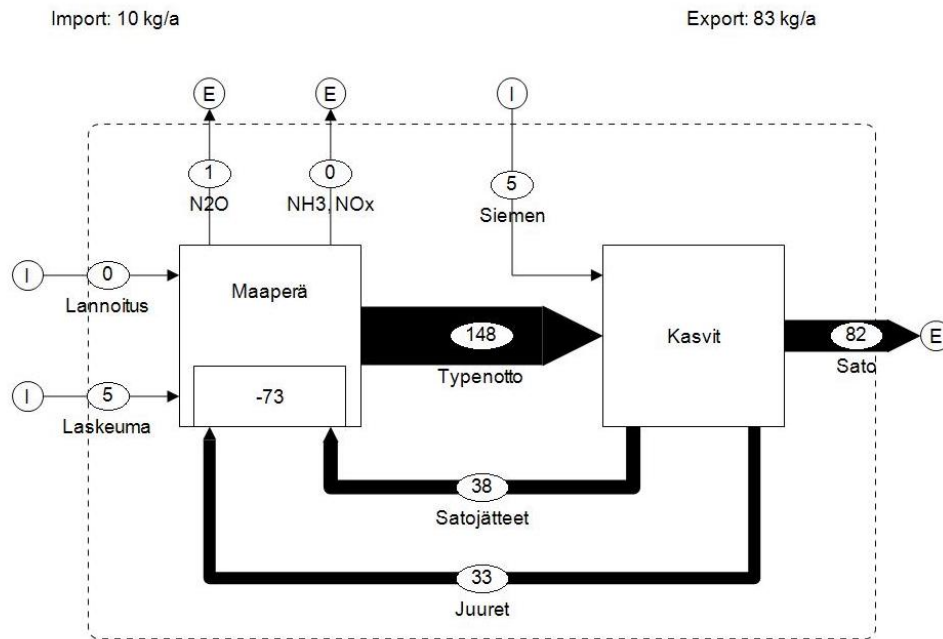
Kuva 2. Typen ainevirrat ja peltotase (kg N/ha/a) lihaluujauho-käsittelyssä.



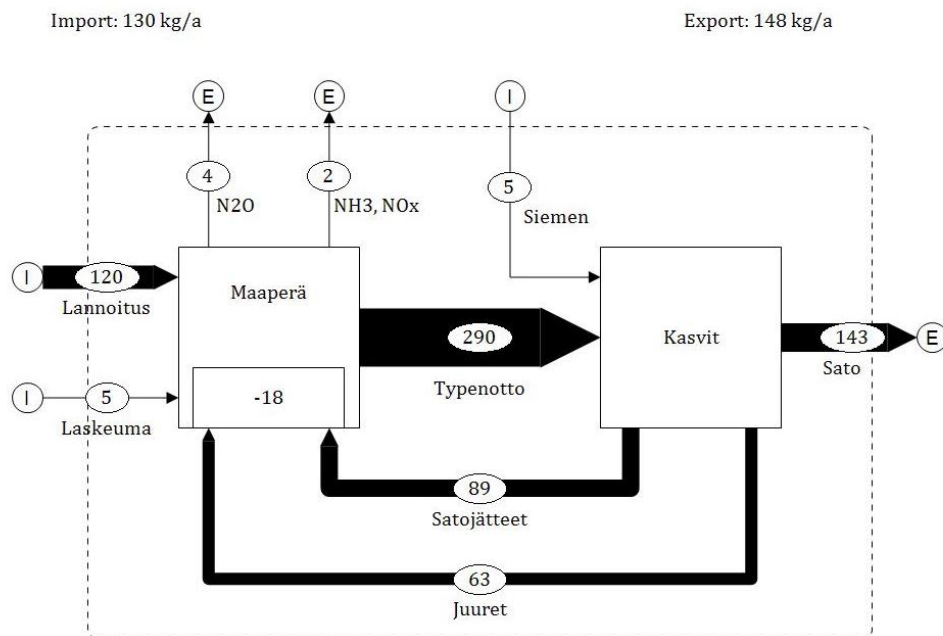
Kuva 3. Typen ainevirrat ja peltotase (kg N/ha/a) matokomposti-käsittelyssä.



Kuva 4. Typen ainevirrat ja peltotase (kg N/ha/a) mädätysjäännös-käsittelyssä.



Kuva 5. Typen ainevirrat ja peltotase (kg N/ha/a) lannoittamattomassa kontrollikäsittelyssä.



Kuva 6. Typen ainevirrat ja peltotase (kg N/ha/a) väkilannoitetussa kontrollikäsittelyssä.